

LE SUIVI DE L'INTÉGRITÉ ÉCOSYSTÉMIQUE SUR LE TERRITOIRE QUÉBÉCOIS :
EMPLACEMENT ET AVANCEMENT SUR L'ÉCHIQUIER ENVIRONNEMENTAL
INTERNATIONAL

Par

Mireille Dion

Essai présenté au Centre Universitaire de Formation en Environnement en vue de
l'obtention du grade de maître en environnement (M.Env.)

CENTRE UNIVERSITAIRE DE FORMATION EN ENVIRONNEMENT
UNIVERSITÉ DE SHERBROOKE

Sherbrooke, Québec, Canada, septembre 2009

IDENTIFICATION SIGNALÉTIQUE

LE SUIVI DE L'INTÉGRITÉ ÉCOSYSTÉMIQUE SUR LE TERRITOIRE QUÉBÉCOIS :
EMPLACEMENT ET AVANCEMENT SUR L'ÉCHIQUIER ENVIRONNEMENTAL
INTERNATIONAL

Mireille Dion

Essai effectué en vue de l'obtention du grade de maître en environnement (M.Env.)

Sous la direction de Lyne Pelletier, biologiste, M.Sc de l'Environnement

Université de Sherbrooke

septembre 2009

Mots clés : Gestion de l'eau, intégrité écosystémique, biocritères, surveillance biologique, indicateurs biologiques, macroinvertébrés benthiques, analyse comparative.

Reconnue comme une composante essentielle des programmes de surveillance de la qualité de l'eau, la biosurveillance basée sur les macroinvertébrés benthiques fait désormais partie intégrante de nombreuses orientations et objectifs d'assainissement internationaux. Véritable sujet d'actualité environnementale internationale, les biocritères, normes qui décrivent explicitement l'état du biote, offrent une gamme étendue d'informations cruciales liées à la gestion de l'eau. Ces derniers visent à outiller les instances gouvernementales afin qu'elles puissent ratifier l'évaluation biologique des plans d'eau, notamment dans l'optique de maintenir la capacité de support du milieu et de s'adapter à la réalité éloquente des impacts de l'anthropisation sur les écosystèmes aquatiques.

SOMMAIRE

À ce jour, la conscientisation collective et la mobilisation effervescente des acteurs voués à la protection de l'environnement, historiquement confinée à quelques groupes d'intérêts, laisse place à une levée manifeste. Malencontreusement, les écosystèmes aquatiques continuent d'être menacés et les impacts de l'anthropisation sur la biodiversité sont sans précédent. En l'absence d'objectifs fixes, concrets et précis, la *Politique nationale de l'eau* affiche des lacunes quant à l'avancement des démarches destinées à l'atteinte des orientations convoitées. Certes l'eau y est définie comme patrimoine collectif, mais la problématique repose sur les droits et les responsabilités de chacun des acteurs concernés par la gestion de l'eau.

Internationalement, la communauté scientifique intéressée à l'assainissement des plans d'eau est fragmentée en raison de la complexité des systèmes aquatiques. La disparité des programmes de surveillance appliqués mondialement présente de plus en plus d'ubiquité, agissant comme une lame à double tranchant. Elle laisse alors place à de grandes fenêtres d'opportunités, tout en brimant leur expansion en raison des efforts et de l'expertise imminente qu'implique la protection de la ressource. Le défi est d'autant plus grand puisque la durabilité et le succès de ces approches reviennent à l'ensemble des acteurs, découlant des secteurs public ou privé. La concertation, la conciliation et l'harmonisation des outils prisés par les gestionnaires sont dès lors tangibles et apparaissent inhérentes à l'assurance d'une meilleure gestion des ressources.

Reconnue comme une composante essentielle des programmes de surveillance de la qualité de l'eau, la surveillance biologique basée sur les macroinvertébrés benthiques fait désormais partie intégrante de nombreuses orientations et d'objectifs d'assainissement internationaux. À terme, les programmes visent à assurer le maintien de l'intégrité écologique.

Diverses directives cadres, exigeant le respect et le maintien de l'intégrité de la ressource eau, coexistent sur le plan international. Afin de parfaire l'évaluation de l'intégrité biologique, certaines autorités gouvernementales octroient une force légale et obligatoire à l'élaboration de critères biologiques, éléments d'appréciation de l'intégrité écologique des eaux de surface. À l'instar des instances gouvernementales canadiennes, plusieurs exercent leurs activités sur une base volontaire, et accusent un décalage quant au développement et à l'utilisation de critères biologiques formels.

Cet essai de recherche tombe à point nommé. Il vise dans un premier temps à positionner l'approche québécoise sur l'échiquier environnemental international de manière à planifier les orientations futures, assurant la poursuite et le succès de la mission entamée. Le questionnement central repose alors sur les besoins d'outils et d'approches calibrés aux variabilités régionales et sur les perspectives d'avenir à prioriser afin d'assurer le maintien et la protection de l'intégrité des écosystèmes aquatiques. La méthodologie prise repose sur un exercice de réflexion et de prospection quant aux approches américaines, européennes, canadiennes et australiennes. La sélection d'une approche visant l'établissement de barèmes auxquels les moult instances gouvernementales, municipales et industrielles seront assujetties représente le point de mire de l'essai.

Sous la base du niveau de rigueur scientifique, l'analyse des programmes internationaux a permis d'orienter la sélection de composantes cadrant aux exigences législatives québécoises. Deux scénarios visant l'implantation de critères numériques se sont avérés adéquats. D'une part, a été maintenue l'approche standardisée AQEM qui est appliquée à l'échelle paneuropéenne. Cette dernière réfère à une sélection *a priori*, basée sur des critères de sélection stricts, suivie d'une classification *a posteriori*. Cette seconde classification permet d'assurer avec plus d'exactitude la sélection des sites de référence, et raffine l'évaluation de l'état de santé global des cours d'eau. D'autre part, une classification dérivant explicitement de l'approche de la Virginie occidentale, basée sur la sélection des 75^e, 25^e, 10^e et 5^e percentiles des sites de référence, a été retenue. Les critères narratifs proposés sont par ailleurs identiques relativement aux scénarios proposés. Ces derniers font état de la réponse de la structure des communautés benthiques en fonction du gradient de dégradation de l'environnement.

Dans le contexte des évaluations environnementales, les critères biologiques sont confinés aux orientations de la *Politique nationale de l'eau*, du projet de loi n° 27 et de la *Loi sur le développement durable*. La notion d'empreinte écologique et le concept de la capacité de support du milieu répondent étroitement au développement durable, et par conséquent, sont essentiels afin de dresser un tableau cohérent et complet de l'état de santé des plans d'eau. Afin de poser des actions concertées, il a été soulevé que la portée et le degré de précision des critères biologiques se doivent de tenir compte des exigences et des concepts stipulés au cœur de ces papiers législatifs. L'emboîtement irréfutable de ces concepts est alors imputable du succès de la mission.

REMERCIEMENTS

Un ouvrage d'une telle ampleur destiné au ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs représente à la fois un défi de taille et une opportunité inégalée afin de parfaire mon cheminement scolaire et peaufiner mon cheminement professionnel récemment amorcé. Je suis plus que reconnaissante d'avoir eu l'honneur de répondre à un mandat aussi stimulant.

Cet essai n'aurait pu présenter la même portée et la même rigueur sans l'expertise et la passion scientifique de Lyne Pelletier, chargée de projet à la direction du suivi de l'état de l'environnement. Pour sa flexibilité, sa perspicacité, son engagement et ses commentaires constructifs, je tiens à remercier personnellement ma directrice et consœur. Merci de m'avoir guidée et épaulée, et d'avoir fait preuve d'une confiance exemplaire tout au long de la rédaction.

Bien qu'en cours de rédaction, les objectifs de l'essai ont dû être modifiés en raison de l'ampleur du mandat premier, je ne peux passer sous silence l'aide et la participation d'Éric Gagnon, coordonnateur du programme Survol Benthos.

Encore, je tiens à remercier personnellement mes amis, spécialement Elisabeth Simard et Carl Touzin, qui tout au long de la maîtrise ont su non seulement me transmettre et m'imprégner de cette rigueur et cette efficacité qui les caractérisent professionnellement, mais également d'avoir été de grands confidents et complices. Ma relation, initialement à titre de collègues, s'est rapidement transformée en une amitié plus que profitable. Ils m'ont énormément apporté, et j'espère en retour avoir su leur rendre honneur.

Finalement, un merci tout unique à mon amoureux, qui plus que toute personne, a su m'épauler et équilibrer ces humeurs chancelantes, qui inévitablement, découlent d'un tel mandat. MERCI infiniment à vous les amis !

TABLE DES MATIÈRES

INTRODUCTION	1
1 CONTEXTE ENVIRONNEMENTAL.....	4
1.1 Contexte actuel environnemental de la gestion de l'eau.....	4
1.2 Le point sur les orientations et enjeux de la <i>Politique nationale de l'eau</i>	6
1.2.1 <i>Politique nationale de l'eau</i>	6
1.2.2 Projet de loi n° 27	7
1.2.3 La gestion intégrée de l'eau par bassin versant.....	9
1.3 Contexte environnemental international	11
1.3.1 États-Unis.....	11
1.3.2 Europe.....	12
1.3.3 Canada.....	13
1.3.4 Australie	14
2 MÉTHODOLOGIE	15
2.1 Objectifs.....	15
2.2 Étapes	15
2.3 Outils d'analyse	15
2.4 Analyse.....	16
2.5 Pistes de suggestions	16
2.6 Limites	16
3 CADRE THÉORIQUE : PROGRAMMES DE SURVEILLANCE BIOLOGIQUE ET DE BIOCITÈRES.....	17
3.1 Historique et évolution de la biosurveillance.....	17
3.2 L'intégrité écologique	18
3.2.1 Le concept de l'intégrité écologique.....	18
3.2.2 La surveillance biologique	20
3.2.3 Les échelles spatiales et temporelles	21
3.2.4 Le concept du <i>continuum</i> fluvial.....	23
3.3 Indicateurs biologiques	23
3.3.1 Avantages de l'utilisation des MIB	23
3.3.2 Limites inhérentes de l'utilisation des MIB	24
3.4 Approches de surveillance biologique	25
3.4.1 Approche multimétrique.....	26
3.4.2 Approche multivariée.....	27
3.4.3 Approche alternative.....	29
3.4.4 Approche volontaire.....	31
3.5 Le concept des biocritères.....	35
3.5.1 Narratifs.....	35
3.5.2 Numériques	36
3.5.3 Caractéristiques essentielles des biocritères	37
3.6 Méthodologie de la surveillance biologique	38

4 PORTRAIT INTERNATIONAL : PROGRAMMES DE SURVEILLANCE BIOLOGIQUE ET DE BIOCRITÈRES	43
4.1 États-Unis	43
4.1.1 État du Maine	44
4.1.2 État de l'Ohio	50
4.1.3 État de la Virginie occidentale	57
4.2 Europe	66
4.2.1 Approche internationale (AQEM)	73
4.2.2 France	78
4.2.3 Royaume-Uni	86
4.3 Canada	91
4.3.1 Approche nationale (RCBA)	93
4.3.2 Ontario	98
4.3.3 Québec	101
4.4 Australie	105
4.5 Nouvelle-Zélande	110
5 ANALYSE DES APPROCHES INTERNATIONALES ET ÉLABORATION DE BIOCRITÈRES	117
5.1 Variabilité des approches de surveillance biologique internationales	117
5.2 Lacunes et limites de l'approche québécoise	117
5.3 Positionnement de l'approche québécoise sur l'échiquier international	118
5.3.1 Sélection de l'approche représentative	118
5.3.2 Pistes de suggestions pour les programmes de surveillance biologique et de biocritères	125
5.3.3 Élaboration de biocritères narratifs et numériques potentiels	129
CONCLUSION	133
RÉFÉRENCES	136
ANNEXE 1 TYPES DE STRESS AFFECTANT L'INTÉGRITÉ ÉCOLOGIQUE ET LEURS IMPACTS SUR L'ÉCOSYSTÈME AQUATIQUE	149
ANNEXE 2 TYPES D'INDICES BIOLOGIQUES DÉCOULANT DES ANALYSES MULTIVARIÉES ET MULTIMÉTRIQUES	151
ANNEXE 3 CRITÈRES DE SÉLECTION DES SITES DE RÉFÉRENCE FOURNIS PAR L'EPA	153
ANNEXE 4 CRITÈRES DE SÉLECTION DES SITES DE RÉFÉRENCE AUX ÉCHELLES DU BASSIN VERSANT ET DE LA MASSE D'EAU ASSOCIÉS À L'APPROCHE DE SURVEILLANCE BIOLOGIQUE DU CEMAGREF	155

ANNEXE 5	EXEMPLE DE TRAITS BIOÉCOLOGIQUES ET LES MODALITÉS QUALITATIVES OU SEMI- QUANTITATIVES ASSOCIÉES À L'APPROCHE DE SURVEILLANCE BIOLOGIQUE DU CEMAGREF	157
ANNEXE 6	NORMES RELATIVES À LA COMMUNAUTÉ AQUATIQUE DU NOUVEAU-BRUNSWICK AU SENS DU RÈGLEMENT SUR LA CLASSIFICATION DES EAUX	159
ANNEXE 7	DÉFINITIONS DES INDICES ET MÉTRIQUES LIÉS À L'APPROCHE MULTIMÉTRIQUE DU MDDEP	161
ANNEXE 8	EXEMPLE DE CALCUL DE L'INDICE MULTIMÉTRIQUE COMBINÉ DÉVELOPPÉ PAR LE NIWA	163
ANNEXE 9	GRILLE SYNTHÈSE DES INSTANCES ENVIRONNEMENTALES INTERNATIONALES À L'ÉTUDE	165
ANNEXE 10	INFORMATIONS DÉTAILLÉES SUR L'ATTRIBUTION DES COTES DE RIGUEUR SCIENTIFIQUE AUPRES DE L'ENSEMBLE DES CRITERES DE SELECTION	168

LISTE DES FIGURES

Figure 1.1	Variables de pression à risque d'altérations.....	4
Figure 1.2	Redécoupage du Québec méridional en zones de gestion intégrée de l'eau par bassin versant.....	8
Figure 3.1	Le concept de l'intégrité écologique.....	19
Figure 3.2	Types de stress affectant l'intégrité écosystémique	20
Figure 3.3	Comparaison de la classification <i>a priori</i> versus <i>a posteriori</i>	26
Figure 3.4	Représentation schématique de l'approche multivariée	28
Figure 3.5	Représentation schématique du concept IDEC (Indice diatomée de l'est du Canada)	29
Figure 3.6	Méthodologie simplifiée du processus de la surveillance biologique	38
Figure 4.1	Le modèle statistique employé par l'État du Maine afin d'établir les classes de qualité de l'eau des stations échantillonnées.	48
Figure 4.2	Classes de qualité de l'eau de l'État du Maine.....	49
Figure 4.3	Étapes menant à l'implantation de biocritères numériques et narratifs.....	54
Figure 4.4	Relation entre les usages de l'eau liés à la vie aquatique et les biocritères narratifs en fonction de l'intégrité biologique et de l'indice multimétrique	55
Figure 4.5	État de l'atteinte du respect des usages liés à la vie aquatique pour le WWH en fonction des indices biologiques	56
Figure 4.6	Graphique de type <i>Boxplot</i> employé afin de sélectionner les métriques, discriminant les sites de référence des sites dégradés	60
Figure 4.7	Méthodologie permettant la stratification du <i>West Virginia Stream Condition Index</i>	63
Figure 4.8	Distribution des percentiles du <i>West Virginia Stream Condition Index</i>	64
Figure 4.9	Méthodologie permettant la délimitation de la limite inférieure du biocritère numérique du <i>West Virginia Stream Condition Index</i>	65
Figure 4.10	Établissement des états écologiques en fonction des paramètres biologiques, hydromorphologiques, chimiques et physicochimiques exigés par la DCE.....	67
Figure 4.11	Processus de classification d'une masse d'eau en regard de la DCE	68
Figure 4.12	Exemple de la combinaison de métriques issues des trois grands groupes de perturbation en un indice biologique multimétrique.....	75

Figure 4.13	Établissement préalable d'un score standardisé pour les métriques composant l'indice multimétrique	76
Figure 4.14	Classes de qualité écologique développées en regard de la <i>Directive cadre européenne sur l'eau</i>	78
Figure 4.15	Critères de sélection des sites de référence	80
Figure 4.16	Calcul des valeurs limites de chaque classe de l'IBGN.....	81
Figure 4.17	Calcul du profil écologique suite au test statistique non-paramétrique avec le coefficient de Kruskal-Wallis	84
Figure 4.18	Proposition des valeurs seuils de l'indice AQEM France.....	85
Figure 4.19	Distribution des communautés A et B en fonction de paramètres environnementaux, soit le substrat et la distance à la source	88
Figure 4.20	Probabilité d'un site test de correspondre aux communautés biologiques des sites A, B et C	89
Figure 4.21	Classification de la qualité écologique des cours d'eau du système RIVPACS, en regard de la DCE	90
Figure 4.22	Exemple des ellipses de probabilité de la qualité biologique dérivées de sites de référence.....	96
Figure 4.23	Courbe standard normalisée illustrant la fourchette normale	100
Figure 4.24	Discrimination entre les stations de référence et dégradées en fonction de la réponse des métriques aux perturbations	104
Figure 4.25	Méthodologie standardisée associée à l'établissement des conditions écologiques de l'habitat	107
Figure 4.26	Processus d'identification et de sélection des sites de référence	112
Figure 4.27	Intégration de l'indice multimétrique et de l'indice de qualité de l'habitat spécifique aux plans d'eau à substrat rocheux.....	115

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 3.1	Principaux avantages et inconvénients des approches multivariée et multimétrique	30
Tableau 4.1	Classes de qualité des eaux de surface et critères narratifs	45
Tableau 4.2	Description des attributs des communautés biologiques au sein des quatre usages de l'eau spécifique liés à la protection de la vie aquatique..	51
Tableau 4.3	Calibration des métriques composant le <i>West Virginia Stream Condition Index</i>	62
Tableau 4.4	Classement des plans d'eau en fonction du <i>West Virginia Stream Condition Index</i> et des critères numériques et narratifs	65
Tableau 4.5	Système A de la typologie des cours d'eau dérivée de la DCE	70
Tableau 4.6	Système B de la typologie des cours d'eau dérivée de la DCE	70
Tableau 4.7	Définitions normatives des états écologiques « très bon », « bon » et « moyen » de la DCE.	72
Tableau 4.8	Traits biologiques et écologiques des macroinvertébrés	83
Tableau 4.9	Paramètres de l'habitat essentiels à l'établissement des sites de référence.....	94
Tableau 4.10	Bandes de qualité et ellipses correspondantes	97
Tableau 4.11	Échelle d'interprétation de l'indice de santé biologique (ISB)	105
Tableau 4.12	Bandes écologiques issues du modèle statistique AusRivAS.....	109
Tableau 4.13	Catégories des sites de référence de la Nouvelle-Zélande.....	113
Tableau 5.1	Signification qualitative des pondérations employées pour les analyses des programmes de surveillance biologique et de critères biologiques ...	119
Tableau 5.2	Classes et interprétation du niveau de rigueur scientifique des programmes de surveillance biologique en fonction de la protection de la ressource eau	119
Tableau 5.3	Analyse comparative des programmes de surveillance biologique internationaux en fonction de la rigueur scientifique	120
Tableau 5.4	Classes et interprétation du niveau de rigueur scientifique des programmes de critères biologiques en fonction de la protection de la ressource eau.	122
Tableau 5.5	Analyse des programmes de biocritères en fonction des caractéristiques essentielles que doivent présenter ces derniers.....	123
Tableau 5.6	Classes de qualité de l'eau et biocritères narratifs et numériques potentiels	131

LISTE DES ACRONYMES, SIGLES ET SYMBOLES UTILISÉS

ACR	Approche des conditions de référence
AQEM	<i>Assessment system for the ecological Quality of streams and rivers throughout Europe using Macroinvertebrates</i> (Méthode intégrée d'évaluation de la qualité écologique des cours d'eau et des rivières à travers l'Europe basée sur les macroinvertébrés benthiques)
AUSRIVAS	<i>Australian Rivers Assessment Systems</i> (Système australien d'évaluation des cours d'eau)
BEAST	<i>Benthic Assessment of Sediment</i> (Évaluation des sédiments benthiques)
ACC	Analyse canonique des correspondances
CCME	Conseil canadien des ministres de l'environnement
CEMAGREF	Institut de recherche finalisée de référence pour la gestion durable des eaux et des territoires
CWA	<i>Clean Water Act</i> (Loi sur l'assainissement de l'eau)
DCE	<i>Directive cadre européenne sur l'eau</i>
DD	Développement durable
EQR	Ratio de qualité écologique
FAQDD	Fonds d'actions québécois pour le développement durable
Fish-IBI	<i>Index of Biotic integrity</i> (Indice d'intégrité biotique - Poissons)
G3E	Groupe d'éducation et d'ecosurveillance de l'eau
GFI	Groupe faunistique indicateur
HER	Hydroécorégion
IBGN	Indice biologique global normalisé
ICR	Institut canadien des rivières
IHQI	<i>Invertebrate Habitat Quality Index</i> (Indice de qualité de l'habitat - Invertébrés)
INRE	Institut national de recherche sur les eaux
IQH	Indice de qualité de l'habitat
ISB	Indice de santé biologique
LCPE	<i>Loi canadienne sur la protection de l'environnement</i>
LQE	<i>Loi sur la qualité de l'environnement</i>
MCI	<i>Macroinvertebrate Community Index</i> (Indice de communautés benthiques)

MDEP	<i>Maine Department of Environmental</i> (Agence de protection environnementale du Maine)
MDDEP	Ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs
MfE	<i>Ministry for the Environment</i> (Ministère de l'Environnement)
MIB	Macroinvertébré benthique
MIwb	<i>Modified Index of Well-Being (Fish)</i> (Indice de <i>Well-Being</i> modifié - Poissons)
MRC	Municipalités régionales de comté
NIWA	<i>National Institute of Water and Atmospheric Research</i> (Institut nationale de recherche sur l'eau et l'atmosphère)
NMDS	Analyse multidimensionnelle non métrique
OBV	Organismes de bassin versant
Ohio EPA	<i>Ohio Environmental Protection Agency</i> (Agence de protection environnementale de l'Ohio)
OW	Office sur l'eau potable
OWM	Office sur l'eau usée
PNE	<i>Politique nationale de l'eau</i>
QMCI	<i>Quantitative Macroinvertebrate Community Index</i> (Indice quantitatif des communautés de macroinvertébrés)
RBP	<i>Rapid Assessment Protocol</i> (Protocole d'évaluation rapide)
RCBA	Réseau canadien de biosurveillance aquatique
REC	<i>River Environment Classification</i> (Classification des cours d'eau)
RIOB	Réseau international des organismes de bassin
RIVPACS	<i>River Invertebrate Prediction and Classification System</i> (Système de prédiction et de classification des rivières – Invertébrés)
SQMC	<i>Semi-Quantitative Macroinvertebrate Community Index</i> (Indice semi-quantitatif des communautés de macroinvertébrés)
TMLD	<i>Total Maximal Daily Load</i> (Limite maximale totale journalière)
UE	Union européenne
USEPA	<i>United States Environmental Protection Agency</i> (Agence de protection environnementale des États-Unis)
WVDEP	<i>West Virginia Division of Environmental Protection</i> (Agence de protection environnementale de la Virginie occidentale)
WVSCI	<i>West Virginia Stream Condition Index</i> (Indice de santé biologique de la Virginie occidentale)

INTRODUCTION

Historiquement, les considérations environnementales en matière de gestion de l'eau figuraient en aval des enjeux politiques et sociétaux. La prise de conscience des préjudices que peuvent engendrer les activités anthropiques à la diversité, à la productivité et à la pérennité des écosystèmes aquatiques était confinée à quelques groupes d'intérêts. Désormais, la discrétion de ce mouvement environnemental laisse place à une levée manifeste.

La mobilisation effervescente et la conscientisation collective vouées à la protection des ressources et à l'assainissement de l'environnement sont éloquentes. Nombre grandissant de protocoles, politiques et directives ont vu le jour internationalement, et ce, tranquillement au cours du XX^e siècle. Étroitement associée à ces derniers, une quantité croissante d'intervenants en immergea. Jumelés à une variabilité d'approches destinées à l'instauration de mesures de protection, de restauration et d'aménagement, les acteurs de l'eau sont venus nuancer, compléter et accentuer la protection de l'environnement.

À ce jour, la diversité des méthodologies appliquées mondialement présente de plus en plus d'ubiquité, agissant comme une lame à double tranchant. La disparité de ces approches laisse place à de grandes fenêtres d'opportunités, tout en brimant leur expansion en raison des efforts et de l'expertise imminente qu'implique la protection de la ressource. Les divers enjeux actuels, quelle que soit la nature de la ressource, sont d'une très grande complexité, dont témoignent les controverses qu'ils soulèvent.

La surveillance biologique est reconnue comme une composante essentielle des programmes de surveillance de la qualité de l'eau. Elle permet de vérifier de façon synthétique et globale l'ampleur de la dégradation de la qualité de l'eau. Le maintien de l'intégrité écosystémique incite alors au développement d'outils et d'approches robustes afin de cerner et de discriminer les pressions ressenties sur la ressource d'intérêt. De concert, le déploiement et l'application de mesures correctrices significatives sont stimulés et sollicités dans le but de parfaire la surveillance biologique des écosystèmes aquatiques.

Or, le défi est d'autant plus grand puisque la durabilité et le succès de la surveillance biologique de la qualité de l'eau reviennent à l'ensemble des acteurs, découlant des secteurs public ou privé. La concertation, la conciliation et la coordination des objectifs,

des mesures et des outils prisés par les gestionnaires sont tangibles, voir essentielles à l'assurance d'une meilleure gestion des ressources sur l'ensemble du territoire.

Plus que jamais, le développement d'une société informée, éclairée et compétente devient tangible. Un dialogue constructif, le partage de l'expertise, la collaboration des intervenants d'intérêts et l'harmonisation des méthodologies éviteraient possiblement le dédoublement et la fragmentation des efforts. D'emblée, les différentes instances et paliers gouvernementaux pourraient travailler de pair afin d'accentuer la force de frappe des organismes voués à la protection de la qualité de l'eau. Des efforts conjoints, notamment sur la scène québécoise, permettraient alors de rencontrer les orientations des politiques assujetties à la gestion de l'eau.

Afin de conjuguer les efforts de l'évaluation biologique effectués aux échelles locale et régionale, il devient intéressant d'élucider les motifs et intérêts des approches de surveillance biologique. Cet essai de recherche tombe à point nommé. En regard des diverses approches internationales de surveillance biologique, le questionnement central repose sur les besoins d'outils et d'approches calibrés aux variabilités régionales et sur les perspectives d'avenir à prioriser afin d'assurer le maintien et la protection de l'intégrité des écosystèmes aquatiques.

Cet essai vise à poursuivre les efforts de biosurveillance aquatique entamés sur le territoire québécois. La proposition d'une méthodologie pour le développement de critères biologiques (biocritères) narratifs et numériques, éléments d'appréciation de l'intégrité écologique des eaux de surface, constitue le mandat principal. Spécifiquement, il est question de dresser un portrait précis des besoins actuels et futurs face à la surveillance biologique, et ce, dans le but d'élaborer des outils simples, efficaces et adéquats.

Afin de réussir l'entrée en scène des critères biologiques, pierre angulaire de l'essai, il importe d'insérer ces derniers dans le contexte environnemental international et de définir avec justesse le concept de la surveillance biologique basée sur les macroinvertébrés. La mise en contexte se penche sur le statut actuel de la gestion de l'eau, suivi ensuite des orientations et enjeux de la *Politique nationale de l'eau*. Un clin d'œil à la situation actuelle dans laquelle s'insèrent les juridictions environnementales internationales y fait suite. Au second chapitre prend place la méthodologie employée afin de répondre aux objectifs imposés.

Le troisième chapitre affiche un caractère plutôt descriptif et expose successivement, l'historique et l'évolution de la surveillance biologique, les concepts de l'intégrité écologique et des indicateurs biologiques, les approches de surveillances biologiques multivariées et multimétriques et le concept des biocritères narratifs et numériques. Également, les grandes lignes de la méthodologie menant à l'implantation d'un programme de surveillance valide sont étalées. Cette section a pour rôle de définir les principaux fondements associés au suivi de l'intégrité écosystémique et d'ancrer les diverses approches qui découlent explicitement de la surveillance biologique.

L'évaluation des efforts de biosurveillance aquatique entamés se base sur l'élaboration et l'instauration de critères biologiques, soit le noyau de l'essai. Afin de peaufiner la longue démarche qu'implique la bioévaluation des cours d'eau, le ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs (MDDEP) se voit dans la nécessité d'établir ces critères. Le quatrième chapitre est réservé à la présentation des informations en vigueur auprès des juridictions internationales fédérales, provinciales et territoriales. Spécifiquement, celles issues des États-Unis, de l'Union européenne, du Canada, de l'Australie et de la Nouvelle-Zélande sont passées au peigne fin afin de cibler l'approche à privilégier quant aux conditions locales.

Au cinquième chapitre, une analyse comparative des différentes approches employées au niveau international permet de guider l'élaboration de biocritères potentiels pour l'assainissement des plans d'eau. Les constats et les pistes de recommandations quant à l'implantation de biocritères concluent donc le chapitre.

1 CONTEXTE ENVIRONNEMENTAL

1.1 Contexte actuel environnemental de la gestion de l'eau

Nul ne peut nier ou encore passer sous silence les retombées environnementales négatives que peuvent occasionner les activités anthropiques sur les écosystèmes terrestres et aquatiques. Lorsqu'il est question d'identifier la cause de la dégradation de la qualité des cours d'eau, l'étalement urbain, les rejets d'eaux usées domestiques, municipaux et industriels, l'utilisation intensive des terres lors de pratiques agricoles et forestières, l'extraction des matières premières, la production d'énergie, ainsi que les infrastructures routières sont majoritairement pointés du doigt (Barbour et al., 1999) (figure 1.1).

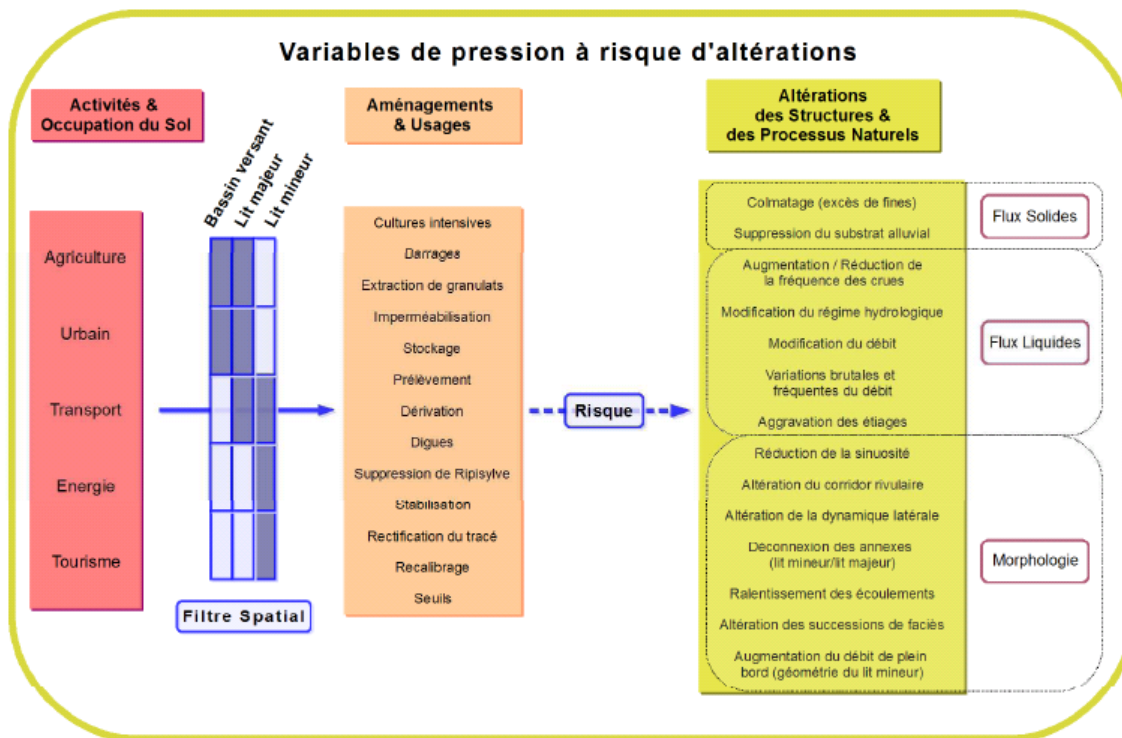


Figure 1.1 Variables de pression à risque d'altérations. Tirée de Valette et al., 2008, p.6.

À une échelle plus fine, les répercussions des activités anthropiques sur les processus naturels, tels que la fragmentation du territoire, la dégradation de la zone riparienne, la modification du régime hydrologique, l'inclusion d'espèces exotiques, la dégradation des communautés indigènes, etc. sont indéniables (Hall et al., 2000). Or, comment hiérarchiser et discriminer les effets de l'homme sur la qualité physicochimique de l'eau, la

qualité de l'habitat physique et l'intégrité écosystémique ? Ce questionnement essentiel, situé au cœur de la surveillance de la qualité de l'eau, nécessite une attention particulière de la part des acteurs de l'eau.

Le défi de taille qu'évoque la surveillance biologique est étroitement lié à la complexité et à la diversité imminente des impacts anthropiques. Ces derniers, qui se répercutent de façon directe ou indirecte au sein des bassins versants, sont également soumis à de fortes variabilités hydrologiques, géologiques, géographiques et climatiques (Barbour et al., 1999). Qui plus est, la précarité des écosystèmes aquatiques complique davantage l'évaluation de l'intégrité écosystémique. La plage des perturbations et altérations, qu'elle soit de nature ponctuelle ou cumulative, qui s'étend de la perte d'une espèce à une échelle plus globale telle que celle des changements climatiques, impose des analyses précises, intégrant les effets multiples qu'ont les activités anthropiques sur les plans d'eau.

Reconnue comme une composante essentielle des programmes de surveillance de la qualité de l'eau, la biosurveillance basée sur les macroinvertébrés benthiques fait désormais partie intégrante de nombreuses orientations et objectifs d'assainissement internationaux (Moisan et Pelletier, 2008). Diverses entités environnementales, notamment les paliers gouvernementaux, agences de protection, centres d'expertise, organismes privés additionnés aux institutions scolaires, villes et municipalités, s'intéressent de plus en plus au suivi de la qualité des cours d'eau.

Malencontreusement, la communauté scientifique internationale intéressée à l'assainissement des plans d'eau est fragmentée en raison de la complexité des systèmes aquatiques. Du coup, abonde une myriade d'approches impliquant des échelles spatiales et temporelles distinctes, ainsi que divers indicateurs environnementaux, paramètres écologiques et critères physiques, chimiques et biologiques. La disparité de ces dernières impose alors le développement d'outils multiples issus d'analyses variées.

L'Union européenne est un bon exemple du morcellement des approches de biosurveillance et des enjeux qui en découlent. Autrefois, les pays européens étaient libres de développer des outils permettant d'évaluer la santé des cours d'eau. Désormais, la *Directive cadre européenne sur l'eau* (DCE) présente des objectifs ambitieux pour la préservation et la restauration de l'état des eaux superficielles et souterraines, incitant l'uniformisation des approches de biosurveillance (Europe, 2000). Une meilleure gestion de la ressource eau est visée, permettant de limiter la prolifération des outils développés

par les États membres, en misant sur une approche standardisée et efficiente à l'échelle européenne.

1.2 Le point sur les orientations et enjeux de la *Politique nationale de l'eau*

Sur le territoire québécois, la *Loi sur la qualité de l'environnement* (LQE), entrée en vigueur en 1973, est venue resserrer les normes et instaurer et coordonner de nouveaux règlements et directives permettant d'assurer la pérennité des ressources. De par sa force légale, la LQE a pour objet de préserver la qualité de l'environnement, de promouvoir son assainissement et de prévenir sa détérioration (Québec, 2002a).

1.2.1 *Politique nationale de l'eau*

Spécifiquement, un nouveau cap environnemental en matière de gestion de l'eau a vu le jour suite au dépôt de la *Politique nationale de l'eau* (PNE). Le débat sur la gouvernance de l'eau, alimenté depuis des décennies en raison des enjeux social, politique et environnemental qu'il implique, s'est assoupi suite au dépôt, en 2002, du rapport effectué par la *Commission sur la gestion de l'eau* sous la supervision du Bureau d'audience publique sur l'environnement. Pour la première fois de son histoire, le Québec tint à afficher sa volonté de reconnaître la ressource en eau comme une richesse de la société, richesse désormais reconnue comme élément essentiel du patrimoine collectif (Québec, 2002b).

UNE NÉCESSITÉ

« L'eau, tout comme l'air, est une source irremplaçable de vie, de bien-être et de santé, d'où l'importance d'en contrôler la qualité pour assurer la protection de la santé publique et celle des écosystèmes. De toutes les utilisations, celle de l'eau potable a le plus d'incidences directes sur la population [...] En outre, les écosystèmes naturels apparaissent de plus en plus menacés par l'activité humaine. Il appartient donc à l'État de prendre des mesures pour protéger la qualité des écosystèmes et permettre une utilisation durable de la ressource. »

[Tiré du Québec, 2002b, En ligne]

De cette réflexion se dégagent trois enjeux principaux, soit la reconnaissance du patrimoine collectif de l'eau, la protection de la santé publique et des écosystèmes aquatiques et la gestion intégrée de l'eau dans une perspective de développement durable. Il reste sans conteste que le Québec façonne, depuis 2002, des mesures et engagements visant la protection de la qualité de l'eau et des écosystèmes aquatiques.

À la base des enjeux principaux de la *Politique nationale de l'eau*, les engagements s'articulent autour de cinq grandes orientations : la gouvernance de l'eau, la gestion intégrée du Saint-Laurent, la protection de la qualité de l'eau et des écosystèmes aquatiques, le contrôle et l'assainissement de l'eau et le développement des activités récréotouristiques liées à l'eau. Le Saint-Laurent, les lacs, les rivières, les marais, les marécages ainsi que les tourbières font l'objet de plusieurs engagements visant à améliorer la qualité de l'eau destinée à la consommation humaine et au maintien des communautés aquatiques. Les usages visés en lien avec la Politique couvrent les sources d'eau potable, la consommation d'organismes aquatiques, la vie aquatique, la faune terrestre et piscivore et les activités récréatives (Québec, 2002b).

Les paliers gouvernementaux, additionnés aux instances industrielles, commerciales et institutionnelles, aux entités environnementales des secteurs public ou privé et aux villes et municipalités sont tous, à différents degrés, assujettis à la *Politique nationale de l'eau*. À l'échelle supérieure, la Politique entend représenter les intérêts du Québec auprès des instances transfrontalières et internationales (Québec, 2002b).

1.2.2 Projet de loi n° 27

Pièce maîtresse de la législation environnementale québécoise, le projet de loi n° 27, *Loi affirmant le caractère collectif des ressources eau et visant à renforcer leur protection*, a pour objectif premier la confirmation du « statut juridique de l'eau en tant que ressource collective ». Le projet de loi s'inscrit dans une lignée d'actions destinées à la protection de la ressource eau, où figure, entre autres, la création du Bureau des connaissances sur l'eau et le redécoupage du Québec méridional en zones de gestion intégrée de l'eau (Québec, 2008a). Sur la prise en compte du développement durable, la protection, la restauration, la mise en valeur et la gestion des ressources eaux affichent un caractère d'intérêt collectif, faisant partie du patrimoine commun.

Les règles de gouvernance de l'eau, fondées sur la gestion intégrée et concertée, couvrent, depuis la venue du projet de loi n° 27, l'ensemble du territoire québécois méridional. Une restructuration de la gestion par bassin versant a été effectuée récemment en raison d'une aide financière de 30 M (Québec, 2009). Grâce à une recrudescence substantielle du financement octroyé à la gestion intégrée et concertée par bassin versant, 100 % du territoire méridional québécois sera couvert au cours des prochaines années, comparativement à 25 % de la superficie totale du Québec

actuellement couverte (Québec, 2009). En ce sens, l'établissement de 40 zones de gestion est visé en dépit des 33 OBV antérieurs (figure 1.2). En raison de l'état de connaissances fragmentaire de la ressource eau et des écosystèmes aquatiques, le ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs a également annoncé la création du Bureau des connaissances sur l'eau. Ce dernier permettra de combler les lacunes encourues, notamment par la création d'un portail sur l'eau, et permettra l'accès à l'ensemble de l'information environnementale nécessaire à la gouvernance de l'eau (Québec, 2009). Le Bureau des connaissances de l'eau « constitue un outil incontournable et essentiel pour le développement des connaissances relatives aux eaux souterraines du territoire » et permet de combler les lacunes fragmentaires, assignées au mode de gestion intégrée actuel (Québec, 2008a).

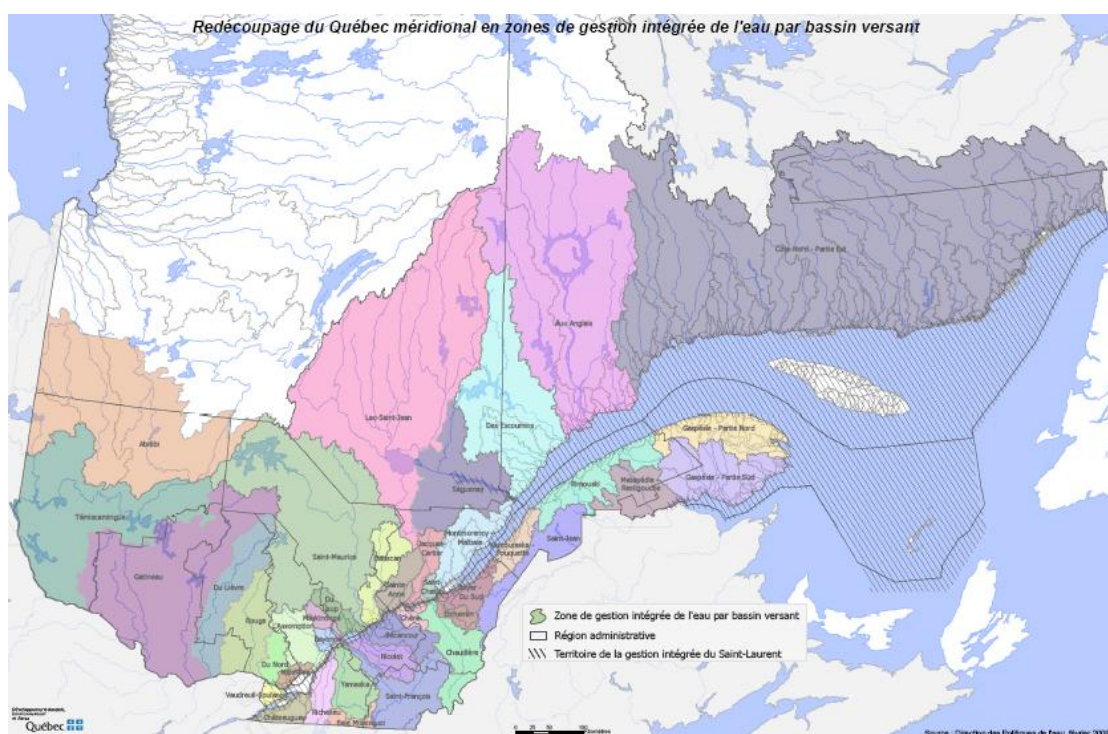


Figure 1.2 Redécoupage du Québec méridional en zones de gestion intégrée de l'eau par bassin versant. Tirée de Québec, 2009.

Prenant appui sur les *Principe utilisateur-payeur*, *Principe de prévention* et *Principe de réparation*, la protection des ressources en eau se voit accentuée en raison du présent projet de loi. Des actions et mesures coercitives subsistent suite à une altération des propriétés physiques, chimiques, biologiques ou encore du potentiel écologique du plan d'eau. La remise à l'état initial ou dans un état s'en rapprochant est prévue parmi les actions de réparation. Or, quel est l'état initial en question ?

La mise en œuvre du projet de loi n° 27 incite alors l'introduction de l'un des principes fondamentaux stipulé au sein de la *Loi sur le développement durable*, soit le « respect de la capacité de support des écosystèmes ». « Les activités humaines doivent être respectueuses de la capacité de support des écosystèmes et ne doivent pas dépasser le seuil au-delà duquel les fonctions et l'équilibre du milieu seraient irrémédiablement altérés ». Dans une perspective de développement durable, la capacité de support fait alors appel à la résilience du système. Cette capacité évoque la pression maximale des activités anthropiques pouvant être exercée, et ce, sans porter atteinte à l'intégrité et la pérennité de l'écosystème (L.R.Q., c. D-8.1.1). Il est reconnu que le dépassement de la capacité de support peut induire des changements importants à la qualité de l'eau, aux communautés biologiques et aux usages possibles. Un dépassement induit généralement une modification fondamentale du milieu et de la structure de l'écosystème (André et al, 2003). L'établissement de la capacité de support est alors essentiel afin d'assurer une gestion écosystémique optimale de la ressource à l'échelle des bassins versants. Une fois effectuée, l'évaluation des impacts cumulatifs permettra de suivre l'évolution de l'atteinte des seuils et finalement des limites de la capacité de support du milieu. Ceci revêt, que les outils de gestion, spécifiquement ceux liés à l'évaluation de l'état de santé des écosystèmes aquatiques, visent en premier lieu à identifier l'état initial d'un plan d'eau, soit les conditions de référence, et ensuite, à assurer le respect de la capacité de support du milieu.

1.2.3 La gestion intégrée de l'eau par bassin versant

Au cœur de la *Politique nationale de l'eau*, la gestion intégrée de l'eau par bassin versant constitue un engagement majeur visant la réforme de la gouvernance de l'eau. Tenant compte des enjeux tant locaux que régionaux, la gestion par bassin versant a pour fondement une approche écosystémique, où les trois piliers sont la connaissance, le partenariat et la participation du public (Lasserre, 2007). « Le bassin versant se veut le territoire délimité par les lignes de partage des eaux sur lequel toutes les eaux s'écoulent vers un même point appelé *exutoire* » (Québec, 2002c). Les modalités de mise en œuvre reposent sur la concertation des acteurs, qu'ils soient issus des milieux urbain, industriel ou agricole, ainsi que sur la répartition des coûts des actions retenues.

Les avantages de la gestion réalisée par le biais du découpage sont davantage tournés vers la cohérence de cet ensemble et le point de vue hydrologique (Lasserre, 2007). Le

développement institutionnel, organisé sous forme de comités de bassins versants, bride fréquemment la prise de décision des acteurs. En exposant les investisseurs à des exigences de transparence et de contrôle social accrues de leurs actions, de fortes réticences sont quelquefois soulevées. Qui plus est, la gestion intégrée par bassin versant pose un problème dans la mesure où la prise de décisions ne revient plus seulement à l'hydrologie, mais concerne l'ensemble des disciplines reliées à l'aménagement (économie, politique et sciences) (Affeltranger et Lasserre, 2003). De ce fait, une dynamique particulière, engendrant de forts décalages entre les discours, les principes et la mise en œuvre de ces derniers s'installe fréquemment entre les diverses institutions et acteurs de l'eau lors de la poursuite des intérêts nationaux.

Or, cette approche dite holistique permet de mieux comprendre et d'expliquer les problèmes liés à l'état de santé globale de l'eau et des écosystèmes aquatiques. L'approche intégrée par bassin versant permet de mieux établir les priorités d'action destinées à la prévention, à l'aménagement et à la restauration des milieux aquatiques, notamment en tenant compte des impacts cumulatifs (Lasserre, 2007). La gestion de l'eau nécessite de dresser un portrait de toutes les caractéristiques permettant de situer le bassin dans son environnement physique, économique et social. Subséquemment, les liens de causalité entre les sources, éléments et facteurs, qui sont à l'origine des impacts observés au sein de l'unité hydrologique, peuvent être dressés.

De plus, la gestion écosystémique est fondée sur le principe que l'homme et ses activités font partie intégrante des écosystèmes, et que les écosystèmes équilibrés, dits en santé, sont essentiels à la santé et au développement des sociétés (Gangbazo et al., 2006). L'approche écosystémique, à la base de la gestion de l'eau par bassin versant peut dès lors être perçue comme une voie d'expression du développement durable (Gangbazo, 2006).

Véhiculé par diverses instances environnementales, le développement durable, « un développement qui répond aux besoins du présent sans compromettre la capacité des générations futures de répondre aux leurs » (Brundtland, 1987), comporte de nombreuses similitudes avec l'intégrité écologique des écosystèmes aquatiques. Ces dernières ressemblances s'étendent de la vision intégrée, conception tenant compte de plusieurs dimensions de la gestion de l'eau et des écosystèmes (sociale, environnementale et économique), à une approche ascendante générale basée sur la responsabilisation et

l'engagement des acteurs locaux et régionaux, citoyens et groupes. Ces similitudes entre les concepts de gestion intégrée et de développement durable jettent les bases fondamentales assurant leur durabilité. La mise en place de solutions correctrices, s'inscrivant dans une perspective de développement durable, est dès lors facilitée.

1.3 Contexte environnemental international

Diverses directives cadres, exigeant le respect et le maintien de l'intégrité de la ressource eau, coexistent sur le plan international. Certaines autorités gouvernementales octroient une force légale et obligatoire à l'élaboration de critères biologiques afin de peaufiner l'évaluation de l'intégrité biologique, tandis qu'à l'opposé, plusieurs instances gouvernementales exercent leurs activités sur une base volontaire. En l'absence de coordination des initiatives locales et provinciales, ces pays ne détiennent pas le pouvoir d'assurer la réalisation de la biosurveillance aux échelles locales. Afin d'insérer la surveillance biologique dans le contexte international, le cadre législatif des instances environnementales sélectionnées pour l'analyse ultérieure des programmes de biocritères est exposé dans la section qui suit.

1.3.1 États-Unis

Le *Clean Water Act* (CWA), loi fédérale américaine adoptée en 1972, a comme objectif fondamental la restauration et le maintien de l'intégrité chimique, physique et biologique de tous les plans d'eau (Hall et al., 2000). Suite aux attentes croissantes en matière de gestion de l'environnement, l'*United States Environmental Protection Agency* (USEPA) et ses offices sur l'eau potable (OW) et sur l'eau usée (OWM), sont venues orchestrer les divisions ainsi que les associations locales en charge des questions relatives à l'eau. Le cadre réglementaire américain regroupe deux principales lois : en premier lieu, la *Loi principale régissant la gestion du domaine de l'eau visant à atteindre les objectifs de qualité physicochimique et biologique des eaux* et en second lieu, la *Loi pour la protection des ressources en eau et la gestion de l'eau potable* (United States, 2007a).

À la différence du contexte québécois, les lois découlant du CWA obligent les États-Unis à effectuer un « monitoring » biologique, évaluant la qualité de l'ensemble des systèmes aquatiques. Le *Clean Water Act* pose les balises de référence et incite l'instauration d'un programme de surveillance complet, incluant le développement de biocritères (United

States, 2007b). Toutefois, l'absence de structure nationale engendre moult méthodes, outils et guides de gestion inclus au sein des orientations politiques américaine.

Étant à la discrétion de chaque États, la rigueur des approches varie largement sur l'ensemble du territoire. Afin d'accentuer et de peaufiner les programmes liés au maintien de l'intégrité des assemblages biologiques, une évaluation systématique qui vise à assigner un niveau de standardisation est actuellement en cours (*Critical Technical Elements of Bioassessment Program*) (Yoder and Barbour, 2009). Via une analyse des paramètres tels que la rigueur, la fiabilité et la reproductibilité des protocoles retenus, les diverses instances environnementales étatiques disposeront de critères biologiques comparables sur l'ensemble du territoire (Yoder and Barbour, 2009).

1.3.2 Europe

La politique européenne de l'eau fut revue lors de la publication de l'article intitulé *Ecological Quality of Water Directive* en 1993. Au cours de l'année 1995, le Parlement européen accepta l'intégration des législations des eaux de surfaces existantes et le raffinement du concept de l'intégrité écologique (Pollard and Huxham, 1998). D'emblée, la *Directive cadre européenne sur l'eau* fut adoptée en septembre 2000, par le Conseil, le Parlement européen et les États membres de l'Union européenne (UE). Par ses objectifs ambitieux en matière de protection et de préservation des eaux intérieures de surface, de transition, côtière et souterraine, la Directive fixe des cibles de qualité dite de « bon état écologique et chimique » à atteindre d'ici 2015 (France, 2009a). Cet état réfère à « l'état écologique atteint par une masse d'eau présentant un écart léger par rapport aux conditions de référence sur les paramètres biologiques » (France, 2009b).

La Directive définit un cadre de gestion des eaux par district hydrographique. Le fondement spécifique de l'aménagement et de la gestion des cours d'eau repose sur la reconnaissance du bassin versant comme aire géographique significative et la compréhension des variables spatiales et temporelles, composantes étroitement associées à la pollution des cours d'eau (France, 2009b).

Afin de respecter l'échéancier fixé et de viser l'atteinte des objectifs, la Directive s'est dotée d'outils permettant d'harmoniser les modalités de gestion au sein de tous les pays membre de l'UE. L'*European Commission's Joint Research Center* établi en Italie assure l'exercice d'intercalibration afin de déployer une échelle européenne commune,

comparable, où le progrès face à l'objectif sera mesuré (Europe, 2003a). La Directive vise également la conciliation de toutes les politiques communautaires de l'eau développées depuis 1975, englobant à elle seule plus de 30 directives (France, 2009b).

1.3.3 Canada

Sanctionnée en 1999, la *Loi canadienne sur la protection de l'environnement (LCPE)* vise « la prévention de la pollution, l'établissement de nouvelles méthodes d'examen et d'évaluation des substances et la création d'obligations concernant les substances jugées effectivement ou potentiellement toxiques au sens de la loi ». Spécifiquement, la loi entend soutenir l'établissement de normes, directives et codes pratiques environnementaux relatifs au maintien des écosystèmes terrestres et aquatiques nationaux (1999, ch.33).

Le Conseil canadien des ministres de l'environnement (CCME), incluant les paliers gouvernementaux fédéral, provincial et territorial, coordonne les enjeux de portée nationale en regard des orientations environnementales canadiennes qui lui sont assujetties. La *Loi sur les pêches*, document principal de la législation fédérale, représente un pas dans l'implantation de la gestion durable des pêcheries. Spécifiquement, cet article vise à assurer la protection des organismes et écosystèmes aquatiques (CCME, 2006a).

Connu sous le nom de RCBA, le Réseau canadien de biosurveillance aquatique dirigé par l'Institut national de recherche sur les eaux (INRE) d'Environnement Canada permet l'évaluation, la gestion environnementale et le maintien de l'intégrité biologique (Canada, 2006). Le programme a pour objectif de développer une base de données de référence sur les invertébrés benthiques du Canada, incluant l'établissement d'une série de protocoles et méthodes standardisés.

À l'inverse des autorités fédérales américaine et européenne, le gouvernement canadien ne coordonne pas les initiatives provinciales et locales de surveillance biologique. Les décisions en matière de biosurveillance reviennent aux autorités régionales, où l'absence d'objectifs réglementaires visant la qualité des plans d'eau est notable. À l'heure actuelle, les programmes de surveillance effectués à l'échelle régionale ne prennent pas en considération les biocritères qui décrivent explicitement l'état du biote (CCME, 2006a).

1.3.4 Australie

La surveillance biologique sur le territoire australien a pris son impulsion au cours de l'année 1994 lors du dépôt, par les gouvernements d'États, du *Water Reform Framework* (Australie, 2009). Ce papier fut créé afin d'encourager les réformes majeures, et de renverser la dégradation des systèmes aquatiques nationaux.

L'évaluation nationale des composantes environnementales s'effectue par l'intermédiaire du programme d'évaluation biologique *Australian Rivers Assessment Systems* (AusRivAS), élaboré par le *National River Health Program*. L'approche sélectionnée se réfère au *Rapid Assessment Protocol* (RBP) instauré au États-Unis, où les paramètres biologiques, physiques, géomorphologiques et chimiques sont pris en compte (Australie, 2009). Spécifiquement, l'approche dérive du projet *River Invertebrate Prediction and Classification System* (RIVPACS), initié en 1977 en Grande-Bretagne (Wright et al., 1993). La différence majeure entre les deux approches réside dans l'échantillonnage et la modélisation des habitats qui s'effectue sur des échelles spatio-temporelles distinctes (Grenier, 2006).

À l'instar des approches canadiennes, la méthodologie australienne ne conçoit pas l'établissement de critères biologiques comme une composante essentielle de l'évaluation des cours d'eau. De ce fait, les législations à l'intérieur des états australiens ne visent pas l'adoption d'un caractère légal en ce qui a trait aux normes biologiques (CCME, 2006a).

2 MÉTHODOLOGIE

L'essai de recherche vise à guider le développement de critères biologiques narratifs et numériques sur le territoire québécois afin d'assurer une gestion adéquate de la ressource eau.

2.1 Objectifs

Spécifiquement, l'essai vise à atteindre les objectifs qui suivent :

- 1) Dresser un portrait des approches de surveillance biologique internationales afin d'effectuer une analyse comparative avec l'approche de surveillance québécoise;
- 2) Proposer des pistes de suggestions quant à l'implantation de critères biologiques afin d'accentuer la performance du programme de surveillance biologique québécois.

2.2 Étapes

Dans la volonté de proposer des critères biologiques adaptés et calibrés aux conditions locales, il importe d'abord de mettre en lumière le concept de la surveillance biologique scientifique. De fait, les variables biologiques, les indices simples, les approches multivariées et multimétriques ainsi que le concept des critères biologiques sont décortiqués.

Ensuite, il a été question de dresser un portrait des approches de surveillance biologique employées par les entités environnementales internationales afin de déceler, par des sources diversifiées, les atouts et faiblesses de ces dernières. Les lignes directrices issues des juridictions internationales sont soulevées, permettant de cerner la méthodologie du programme de biocritères préconisé par les diverses entités gouvernementales.

Un exercice de réflexion et de prospection quant aux approches américaines, européennes, canadiennes et australiennes a permis d'orienter la sélection des composantes applicables au territoire québécois.

2.3 Outils d'analyse

Une analyse permettant de juxtaposer les caractéristiques des approches sélectionnées par les diverses instances environnementales est effectuée par l'entremise d'un tableau

comparatif. L'outil de comparaison tient compte de la rigueur scientifique, basée sur quatre paramètres soit la précision, la comparabilité, l'intégrabilité et l'efficacité. Ensuite, l'approche à préconiser face aux composantes de l'environnement récepteur et aux enjeux environnementaux locaux est sélectionnée par l'entremise de critères de sélection.

2.4 Analyse

L'analyse est effectuée à partir de tableaux comparatifs où l'ensemble des instances internationales y figure. Les caractéristiques intrinsèques que doivent présenter les critères biologiques sont identifiées afin de cibler la méthodologie pouvant être transposée aux conditions locales.

2.5 Pistes de suggestions

Les pistes de suggestions découlant de l'analyse sont énoncées et soutenues par l'élaboration de critères biologiques narratifs et numériques potentiels.

2.6 Limites

Malencontreusement, des contraintes et limites s'imposent compte tenu de la complexité qu'implique la surveillance biologique. Puisqu'il est impossible de traiter exhaustivement de toutes les méthodologies et procédures développées à l'échelle planétaire, notamment en raison de leurs divergences intrinsèques, quelques protocoles ont été sélectionnés et analysés afin de faire ressortir les éléments permettant de guider l'élaboration de biocritères sur le territoire québécois.

De plus, les contraintes de temps et l'expertise exigée limitent l'élaboration de biocritères. Elles entraînent alors l'exposition de pistes de réflexion et de suggestions visant à sélectionner l'approche qui semble la plus adéquate aux conditions faunistiques et floristiques locales, et sensible aux perturbations environnementales. Un premier jet sur les biocritères narratifs et numériques potentiels a donc été lancé.

Cet essai n'a pas la prétention d'élaborer et d'instaurer des biocritères cadrant dans l'approche québécoise. Il se veut plutôt, une analyse des principaux protocoles développés mondialement dans l'espoir de guider l'élaboration des critères biologiques, normes permettant de discerner les écosystèmes aquatiques dégradés par les perturbations anthropiques des milieux aquatiques non altérés.

3 CADRE THÉORIQUE : PROGRAMMES DE SURVEILLANCE BIOLOGIQUE ET DE BIOCRITÈRES

3.1 Historique et évolution de la biosurveillance

L'utilisation des communautés, assemblages et populations biologiques destinée à la protection, l'aménagement et même l'exploitation de la ressource eau furent instaurés il y a près de 150 ans. Les études de l'époque, plutôt descriptives, portaient essentiellement sur la dynamique des nutriments et des transferts d'énergie des systèmes aquatiques (Rosenberg, 1993).

Laissant place aux études appliquées, le système saprobique, approche adoptée en Allemagne au début du 20^e siècle par les biologistes Kolkwitz et Marrisson, vient poser les balises permettant de définir le degré de pollution organique des eaux de surface. L'identification de la zone saprobique, divisée en trois stages spécifiques (polysaprobique, mesosaprobique et olygosaprobique), en fonction de la décomposition progressive engendrée par le déplacement des masses d'eau usées, a initié le classement des plans d'eau. Une quatrième zone complétait le diagnostic. Le stage katharobique faisait alors référence aux conditions dites pristine, zone non altérée par la décomposition. L'établissement d'une liste, non exhaustive à l'époque, des organismes retrouvés au sein de chacun des quatre stages de la zone saprobique, ont permis l'élaboration du système saprobique et l'utilisation de taxons indicateurs du degré de pollution des cours d'eau.

Au cours des années 1960, plusieurs agences liées aux ressources naturelles et l'utilisation du territoire ont reconnu l'importance de la surveillance biologique dans la quête de la protection et l'assainissement de l'environnement (Davis, 1993). Malheureusement, en l'absence de cadre technique et de structure visant l'utilisation de données biologiques, la majorité des décisions retenues lors de l'aménagement des ressources dépendait exclusivement de mesures directes de toxicité. L'approche préconisée impliquait des réplicats d'échantillons suivis d'analyses statistiques détaillées. Une comparaison avec les critères chimiques, établie par les modèles de prédictions, faisait suite au prélèvement chimique (Davis, 1993).

Jusqu'en 1970, l'approche quantitative instaurée par les premiers programmes de *monitoring* américain, remplaçait les techniques de nature qualitative, comme le système saprobique, fortement critiquées à l'époque vu leur simplicité.

Depuis, en raison de la demande croissante des intervenants soucieux de la qualité des plans d'eau, le développement de divers outils analytiques précis, de plus en plus sophistiqués, sont venus remplacer les outils usuels.

Au cours des années 1980, un éventail de systèmes de gestion destinés à établir les relations entre les taxa et les variables environnementales a commencé à immerger. L'Index of Biotic Integrity (IBI) de Karr, développé pour les peuplements de poissons, représente l'ancêtre des indices découlant de l'approche multimétrique, et fut rapidement adapté aux communautés de macroinvertébrés benthiques (Yoder and Barbour, 2009).

À la lumière des connaissances actuelles, les systèmes les plus connus sont l'approche RIVPACS, approche multivariée élaborée au Royaume-Uni (Wright et al., 1993) et les indices multimétriques américains (*Rapid Bioassessment Protocol*) (Kerans and Karr, 1994; Barbour et al., 1999). Ces protocoles pionniers ont laissé place à de nombreuses approches dérivées tels que l'*Australian River Assessment Scheme* (Parsons and Norris, 1996), l'approche canadienne *Benthic Assessment of Sediment* (BEAST) (Reynoldson et al., 1995) et le système européen *Assessment system for the ecological Quality of streams and rivers throughout Europe using Macroinvertebrates* (AQEM, 2002).

Toutefois, la tendance actuelle est de revenir aux méthodes qualitatives (*Rapid Assessment*), beaucoup moins coûteuses en temps et argent que ses prédécesseurs (Buffagni et al., 2007).

3.2 L'intégrité écologique

L'intégrité biologique est définie comme étant la capacité d'un écosystème à supporter et maintenir une communauté équilibrée et intégrée, capable de s'adapter aux changements qui sévissent dans le milieu. Une communauté dite en santé aura, pour une écorégion donnée, une composition d'espèces, de diversité et d'organisation fonctionnelle comparable à un écosystème naturel (Karr and Dudley, 1981).

3.2.1 Le concept de l'intégrité écologique

La prémisse sous entend que les composantes tant physiques, biologiques que chimiques, influencent l'intégrité écosystémique des plans d'eau. Qui plus est, la dégradation de l'une ou plusieurs de ces composantes se reflète généralement dans les communautés biologiques (figure 3.1). Par conséquent, la composition et la condition des

communautés de macroinvertébrés benthiques sont le reflet des conditions physiques et chimiques dans le milieu.

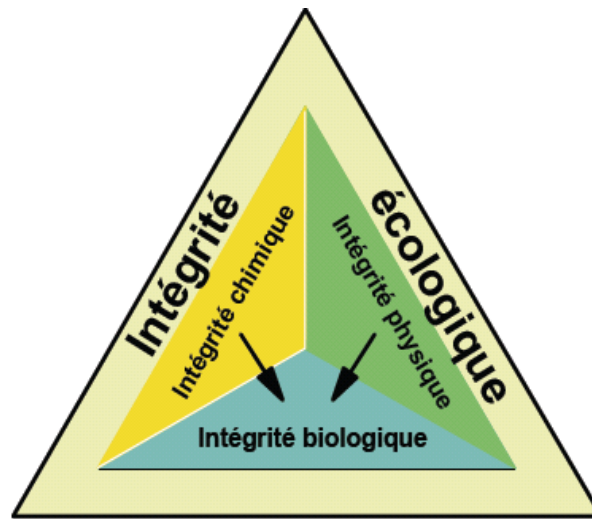


Figure 3.1 Le concept de l'intégrité écologique. Tirée de Moisan et Pelletier, 2008, p.1.

Afin d'assurer le maintien de la biodiversité, l'approche écosystémique prend en considération les particularités géographiques, géologiques, climatiques, l'utilisation du territoire, la biodiversité, les paramètres physicochimiques de l'eau, la dynamique des nutriments, les transferts d'énergie, etc. (Barbour et al., 1999).

Spécifiquement, les actions anthropiques compromettent l'intégrité de la ressource eau lorsqu'elles portent atteinte à l'une ou plusieurs des cinq principaux facteurs : la structure physique de l'habitat, le régime hydrologique saisonnier, les sources d'énergie, les interactions biotiques et les variables chimiques de l'eau (figure 3.2) (Karr, 1991; Archambault, 2009a).

Par exemple, les diverses menaces à l'intégrité écologique peuvent engendrer une modification de l'habitat, de la turbidité, de la sédimentation, de la concentration d'oxygène dissous, de l'eutrophisation ainsi que de l'apport en sédiments contaminés dans les cours d'eau. Les principaux types de perturbations découlant des activités anthropiques et leurs effets sur l'intégrité écosystémique figurent à l'annexe 1.

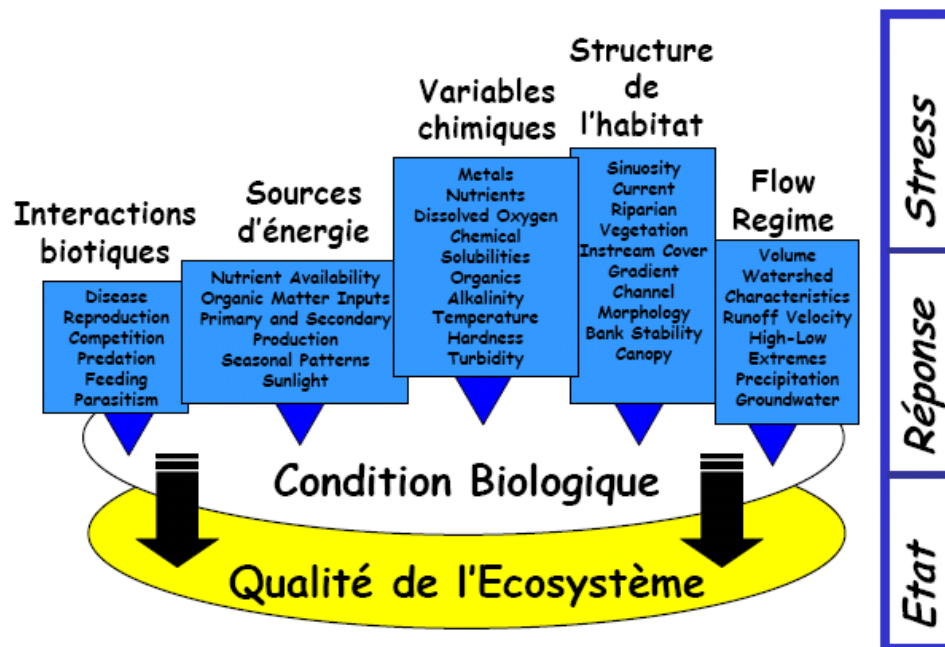


Figure 3.2 Types de stress affectant l'intégrité écosystémique. Tirée d'Archaibault, 2009a, p.3.

3.2.2 La surveillance biologique

La surveillance biologique découle d'un processus complexe, nécessitant une démarche itérative et systémique. L'expertise scientifique ainsi que des ressources financières importantes, s'échelonnant sur plusieurs années, sont indispensables afin de jeter les normes et restrictions auxquelles les utilisateurs de l'eau devront être soumises.

D'entrée de jeu, la surveillance biologique permet d'évaluer et de vérifier, de façon synthétique et globale, la qualité des eaux de surface, de suivre l'évolution de l'état de santé d'un cours d'eau à travers le temps et d'évaluer l'effet d'une source de pollution connue sur l'intégrité de l'écosystème. L'évaluation des efforts d'assainissement et de restauration déployés et l'apport d'un complément biologique au programme de surveillance de la qualité bactériologique et physicochimique découlent également des finalités visées par l'évaluation biologique des cours d'eau basée sur les macroinvertébrés benthiques (Barbour et al., 1999; Moisan et Pelletier, 2008).

Or, bien que la surveillance biologique apporte des informations complémentaires, l'évaluation des paramètres physicochimiques demeure essentielle. Les motifs les plus patents à cet égard ont trait à l'établissement de la relation de cause à effet entre la

contamination chimique et les changements observés dans la structure des communautés biologiques. Également, à la prédiction des risques pour la santé humaine et les espèces biologiques et au déploiement de modèles de régulation de la qualité des eaux (CCME, 2006a).

En complémentarité, la surveillance biologique permet de combler les lacunes des approches habituelles, soit physicochimiques. À l'inverse de la surveillance biologique, les approches usuelles ne permettent pas de renseigner sur l'état de l'habitat ainsi que sur les effets synergiques, additifs, cumulatifs et antagonistes qu'ont les polluants sur les organismes vivants. En revanche, l'approche biologique affiche un caractère essentiel, indispensable quant au maintien de l'intégrité écologique des plans d'eau (Barbour et al., 1999).

Force est de constater que l'établissement d'une méthodologie basée sur l'intégrité écosystémique pose l'avantage d'éclaircir la compréhension des interactions entre les composantes chimiques, physiques et biologiques d'un écosystème. Des outils et méthodes robustes alimentant les modèles à large échelle, permettront ainsi d'identifier les causes précises des altérations des écosystèmes aquatiques sur le territoire québécois.

L'implantation de critères biologiques narratifs et numériques prend ainsi son essor et se situe au cœur d'un programme de biosurveillance (CCME, 2006a). Suite à l'établissement de biocritères, des mesures concrètes tels que l'assainissement des plans d'eau, la revitalisation des bandes riveraines ainsi que le respect de l'utilisation des terres agricoles pourraient être mises de l'avant dans l'optique ultime de préserver la qualité de l'environnement. Les connaissances acquises permettraient de guider les actions correctrices, tout en identifiant le niveau d'amélioration qu'elles apportent (CCME, 2006a).

3.2.3 Les échelles spatiales et temporelles

L'emploi hiérarchique des échelles temporelles et spatiales est essentiel afin d'évaluer la variabilité des écosystèmes aquatiques (Ciesielka and Bailey, 2007). Afin de poser des actions concertées en regard des objectifs d'assainissements, l'intégration de facteurs abiotiques et biotiques lors de l'analyse de l'intégrité écosystémique se doit d'être minutieuse, juste et significative en fonction des échelles prisées. Toutefois, l'identification de l'échelle adéquate quant à la collecte, l'analyse et l'interprétation des résultats

s'avèrent difficile. L'emploi concomitant d'échelles distinctes rend l'analyse complexe, et même contradictoire dans certains cas (Ciesielka and Bailey, 2007).

À petite échelle spatiale, soit l'échelle du cours d'eau, ou encore plus finement des seuils et plats courants, l'interrelation entre les processus hydrodynamiques, le substrat, la chimie de l'eau et la végétation de la zone riparienne, permet habituellement de déterminer la distribution des taxons et par extension, la structure des communautés biologiques (Ciesielka and Bailey, 2007; Sandin, 2009).

À une échelle plus grande, tels que celle du bassin versant et de l'écorégion, les facteurs du paysage, dont l'utilisation du territoire, la géologie et l'air du bassin versant et les facteurs géographiques, soit l'altitude, la latitude et la distance à la source, sont généralement des facteurs clés en regard de la structure des communautés benthiques (Ciesielka and Bailey, 2007; Sandin, 2009).

Dans la même foulée, les variables issues d'échelles temporelles distinctes sont primordiales à l'analyse (Sandin, 2009). Par exemple, il apparaît que les changements quant aux paramètres chimiques de l'eau surviennent à une petite échelle temporelle, tandis qu'une large échelle est nécessaire pour les modifications ayant trait aux modifications physiques de l'habitat (Sovelle et al., 2000).

Il est possible d'assumer que l'échelle à laquelle la majorité des variations de la communauté biologique peut être expliquée, représente l'échelle à laquelle les plus importants processus physicochimiques structurants la composition des communautés biologiques figurent (Li et al., 2001; Sandin, 2009). D'après les conclusions d'études récentes, Chaves et al., (2005), Parsons and Thoms (2007) et Johnson et al., (2007), les variables issues de l'échelle régionale démontrent généralement des relations faibles (et majoritairement indirectes) avec la composition des communautés benthiques des systèmes lotiques en comparaison aux variables dérivées de l'échelle locale. Or, afin de capter et isoler les effets des facteurs à petite échelle en tant que moteur du changement dans la composition des communautés biologiques par rapport à ceux de large échelle, la poursuite d'analyses scientifiquement valides apparaît indéniable (Townsend et al., 2003).

3.2.4 Le concept du *continuum* fluvial

Les effets longitudinaux et cumulatifs des facteurs abiotiques et biotiques incitent l'introduction au concept du *continuum* fluvial. Ce concept dénote un gradient continu de conditions physiques, de la tête des cours d'eau à l'embouchure. Ce gradient longitudinal suscite une « série de réponses aboutissant à un *continuum* d'ajustements biotiques et à des schémas uniformes de charge, transport, utilisation et emmagasinage de la matière organique » (Vannote et al., 1980). De fait, les caractéristiques structurales et fonctionnelles des communautés biologiques devraient suivre un patron prédictible le long du gradient longitudinal du cours d'eau. Des suggestions quant à l'expansion et le perfectionnement du concept du *continuum* fluvial, de sorte à y inclure une structure conceptuelle élargie, font toujours l'objet d'études actuelles. Toutefois, ce concept semble, encore, représenter un paradigme fonctionnel quant à la compréhension de l'écologie des cours d'eau.

3.3 Indicateurs biologiques

Les espèces biologiques indicatrices les plus employées mondialement lors du diagnostic de l'état de santé global sont les communautés piscicoles, les macroinvertébrés benthiques et les diatomées benthiques (Hellawell, 1986; Barbour et al., 1999 : WFD, 2003). Sur le territoire québécois, les écosystèmes aquatiques sont couramment évalués par l'analyse du benthos, c'est-à-dire les organismes aquatiques visibles à l'œil nu qui habitent le fond des cours d'eau et des lacs. Le terme benthos fait référence aux macroinvertébrés benthiques (MIB) et comprend des insectes (larves, nymphe, adulte), des mollusques, des crustacés et des vers (Moisan et Pelletier, 2008). Le suivi des communautés de MIB permet de constater, de façon synthétique et globale, la qualité du milieu ambiant. De fait, elle permet l'évaluation intégrale de la qualité des eaux de surface et de l'état de santé des écosystèmes aquatiques (Barbour et al., 1999).

3.3.1 Avantages de l'utilisation des MIB

Les macroinvertébrés benthiques s'avèrent de bons indicateurs locaux de la santé des écosystèmes aquatiques (Barbour et al., 1999). Leur préférence en regard des autres espèces biologiques se justifie principalement par les motifs qui suivent :

- Les MIB sont abondants, facilement indentifiables (selon le niveau d'identification recherché) et présents dans une diversité de plans d'eau, incluant les cours d'eau d'ordre 1 et 2, et d'habitats (Berryman, 1990; Barbour et al., 1999);
- Les MIB constituent un groupe très diversifié, comprenant des espèces de divers embranchements phylogénétiques. Ces constats apportent des informations essentielles pour l'interprétation des effets cumulatifs des impacts anthropiques, notamment en raison du large éventail de niveaux trophiques et de tolérance à la pollution qu'ils apportent (Barbour et al., 1999);
- Les MIB réagissent aux toxiques différemment en fonction de l'espèce, fournissant une réaction graduelle à des degrés d'agressions différents (Berryman, 1990);
- Le caractère sédentaire, additionné au cycle de vie varié, permettent de représenter les conditions locales des milieux d'intérêts, et de livrer une image significative de la qualité de l'habitat au cours du temps (Harper et Cloutier, 1989; Barbour et al., 1999);
- Les MIB sont employés massivement à titre de bioindicateurs au près de plusieurs études. Des variables numériques, tels que les métriques et indices simples qui en découlent permettent l'évaluation les écosystèmes aquatiques sur une base comparable (Barbour et al., 1999).

3.3.2 Limites inhérentes de l'utilisation des MIB

En contrepartie, l'utilisation des macroinvertébrés présente des limites inhérentes. En raison des effets complexes qu'ont les substances toxiques sur les écosystèmes aquatiques, additionné à la diversité de niches écologiques abritant les espèces, leur utilisation peut engendrer certains biais.

Les traits biologiques des organismes, soit les variables décrivant une caractéristique morphologique, physiologique ou comportementale d'un taxon, peuvent également devenir une source de variance et rendre l'évaluation complexe (Archambault, 2009b). Par exemple, l'absence d'une espèce ou d'un individu dans un échantillon ne permet pas de conclure sur la qualité du plan d'eau. En effet, la métrique calculée pourrait être faussée par l'existence d'un stage dormant chez l'espèce au moment de la récolte (Berryman, 1990).

Le défi de capturer et interpréter précisément la variabilité implique des ressources importantes et une expertise reconnue en matière de bioévaluation. La nécessité d'éliminer la source de variabilité ou encore de tenir compte de cette dernière lors de la sélection des variables menant à l'élaboration des indices et biocritères, pose une contrainte supplémentaire au programme de *monitoring* (Berryman, 1990).

3.4 Approches de surveillance biologique

Aucun consensus quant au choix de l'approche de surveillance biologique la plus appropriée n'est établi. Le mérite relatif de ces approches a longtemps été débattu. Bien que les critères diffèrent, les approches multimétriques américaines et multivariées de RIVAPCS et ses dérivés, permettent toutes de comparer les conditions écologiques actuelles d'un écosystème avec ses conditions de référence (Grenier, 2007).

De fait, ces deux méthodologies permettent de discriminer les stations de référence des sites impactés, et peuvent être employées dans l'établissement d'indices et critères biologiques. Quelles soient multimétriques ou multivariées, les approches de biosurveillance nécessitent une calibration des conditions régionales, notamment en regard de l'utilisation du territoire, aux biotes et aux types de perturbations majeurs (Klemm et al., 2003).

Les approches diffèrent principalement en raison de la classification des sites de référence, *a priori* versus *a posteriori* (figure 3.3). La classification des sites *a priori* découle d'une sélection préliminaire, où les hypothèses et caractéristiques de la structure des communautés de macroinvertébrés benthiques sont soulevées et envisagées, tandis que la sélection *a posteriori* résulte essentiellement de la distribution des variables biologiques suite à un traitement statistique.

Brièvement, l'approche multivariée relève les changements dans la structure des communautés en fonction d'un gradient de dégradation, tandis que l'approche multimétrique inclut divers indices simples et variables biologiques, ayant des degrés distincts de sensibilité à la pollution (Pyle, 1999).

Actuellement, l'analyse des variables biologiques et physicochimiques s'étoffe et s'effectue de plus en plus avec des modèles prédictibles multivariés complexes (Barbour et al., 1999). L'approche multimétrique s'insère adéquatement en regard des besoins

croissants en matière de gestion de l'eau, où les ressources sont limitées. L'annexe 2 résume quelques indices simples et métriques découlant des approches multimétriques et multivariées.

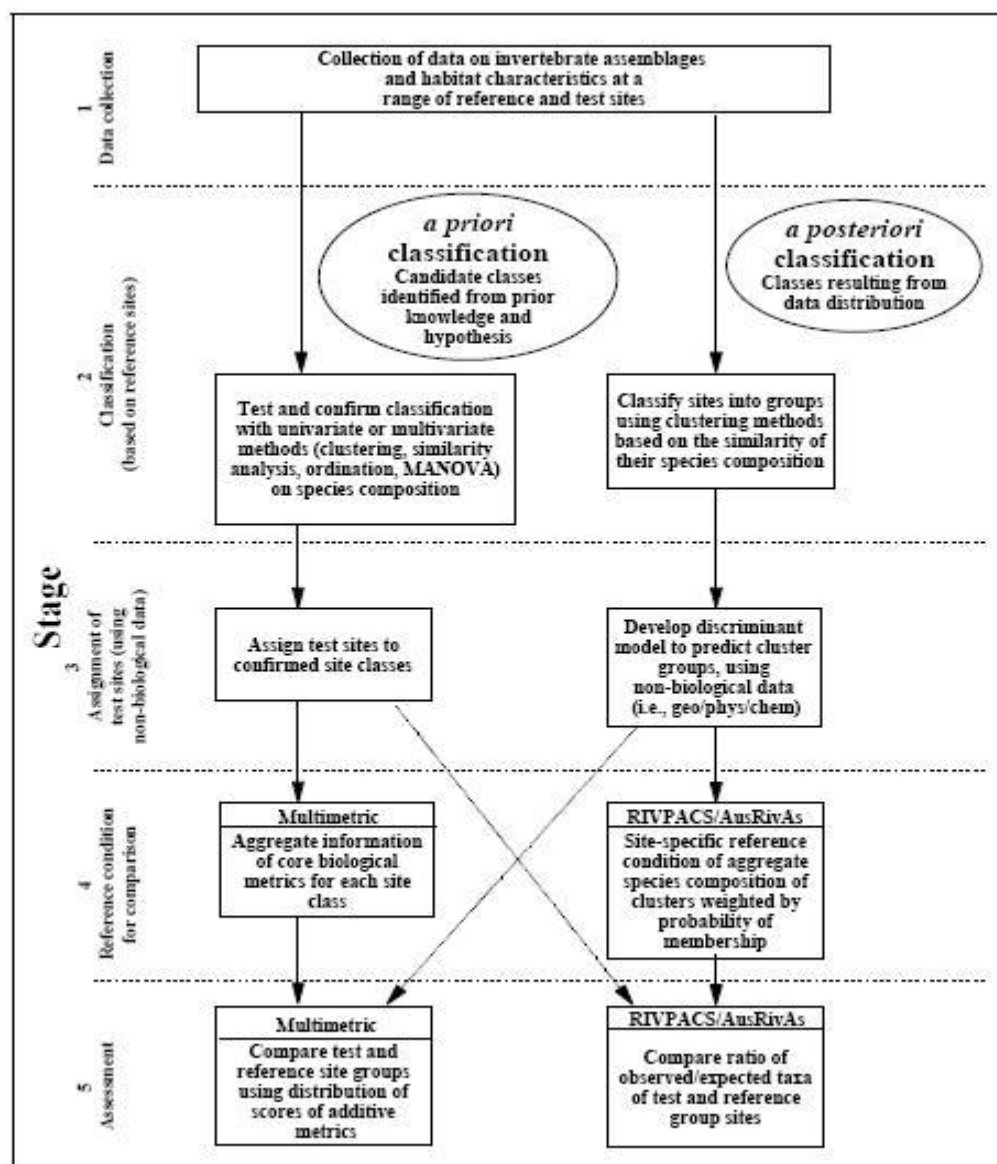


Figure 3.3 Comparaison de la classification *a priori* versus *a posteriori*. Tirée de Barbour et al., 1999, p.183.

3.4.1 Approche multimétrique

Intuitivement plus simple à assimiler et à produire par les gestionnaires de la qualité de l'eau, l'approche multimétrique permet de fournir des liens plus détaillés entre les causes

des perturbations et les effets sur le biote que sa consœur, l'approche multivariée (Grenier, 2007). En se basant sur les relations entre les attributs des communautés biologiques et leur environnement, l'approche consiste à combiner les variables, nommées métriques (ex. diversité et composition taxonomique) et indices simples (ex. Indice de Shannon) en une seule valeur. La normalisation des métriques, étape préalable au développement de l'Indice multimétrique, permet d'amenuiser les divergences, telle que l'échelle numérique, assumant ainsi que tous les métriques possèdent la même signification (Gibson et al., 1996).

L'indice multimétrique développé permet de transformer la valeur absolue de la variable d'intérêt en un score dont les limites maximales et minimales ont été préalablement adaptées et calibrées afin de tenir compte des particularités régionales (Barbour et al., 1999). Une fois l'étape de calibration accomplie, la procédure multimétrique permet d'obtenir une valeur qui est comparée aux sites de référence associés. L'évaluation de la santé des cours d'eau peut alors être établie tout en ayant l'avantage d'inclure des paramètres écologiques (Barbour et al., 1999). Cet indice intégrateur englobe plusieurs caractéristiques mesurables de la communauté, mais repose essentiellement sur le dénombrement des variétés taxonomiques présentes et sur la présence et l'absence de certains taxons sensibles à la pollution qui sévit dans le milieu. De ce fait, la corrélation entre les métriques et les paramètres environnementaux peut fausser l'évaluation écosystémique en sous-estimant ou surestimant la dégradation observée en raison des limites inhérentes que possèdent les métriques (Norris, 1995; Reynoldson et al., 1997).

3.4.2 Approche multivariée

La base de l'approche multivariée repose sur les indices de similarité, dont les plus populaires sont les indices de Jaccard, de Bray-Curtis, de Sørensen, Pinkham et Pearson, et la distance écologique d'Euclidean (Sandin et al., 2001). Les méthodologies les plus connues découlent également d'analyses de classification, d'ordinations directes et indirectes, ainsi que d'analyses discriminantes (Moisan et Pelletier, 2008).

La méthodologie RIVPACS, approche multivariée pionnière, fut élaborée par l'intégration de paramètres physiques et chimiques afin de prédire la faune benthique des plans d'eau (Wright et al., 1993). Actuellement, les systèmes multivariés RIVPACS et ses dérivés : AusRivAS, BEAST et l'Approche des conditions de référence (ACR) d'Environnement Canada sont les plus employés mondialement (Sandin et al., 2001).

L'approche multivariée, dite *a posteriori*, regroupe les stations ayant des attributs semblables. Elle requiert l'échantillonnage d'un nombre important de sites de référence menant à l'établissement d'un modèle statistique fiable et applicable (Moisan et Pelletier, 2008). L'analyse des gradients environnementaux est habituellement basée sur deux matrices de données (figure 3.4). L'une étant composée de variables taxonomiques et l'autre de variables chimiques et physiques de l'habitat. La sélection des sites de référence est alors fonction des similarités de la composition taxonomique de la communauté biologique retrouvée. Pour ce faire, le site « test » est comparé au biotype de référence attendu. Par l'entremise de modèles statistiques, les relations discriminantes entre les variables environnementales et les biotypes de référence sont alors établies (Grenier, 2007).

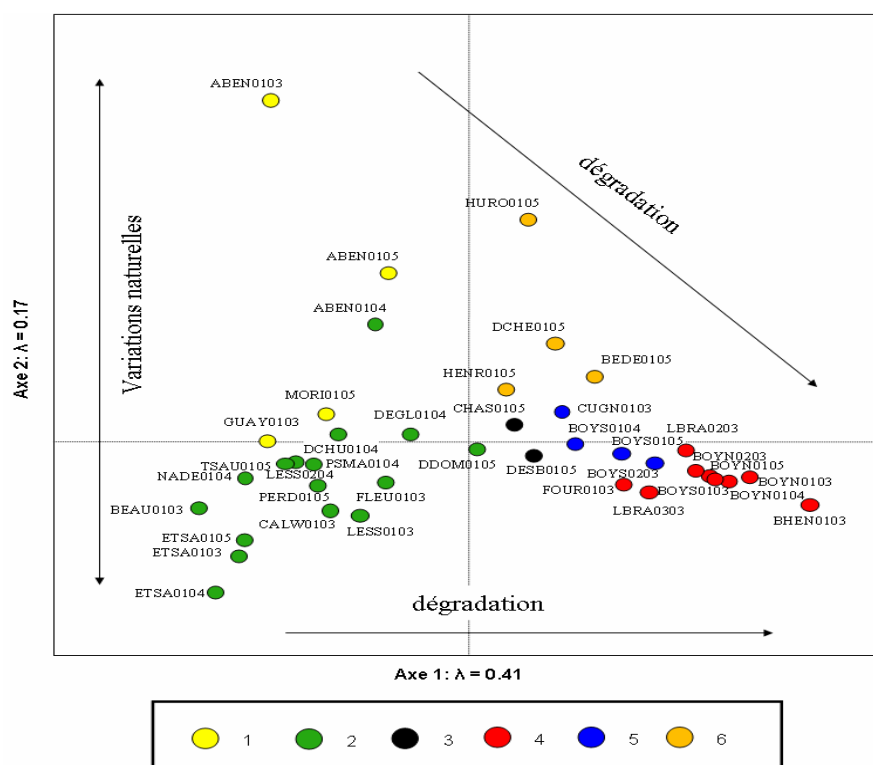


Figure 3.4 Représentation schématique de l'approche multivariée. Tirée de Grenier, 2007, p.17.

Les relations possibles entre les taxa et les variables environnementales sont multiples, et plusieurs outils inspirés de l'Approche des conditions de référence existent. Par exemple, une procédure en quatre étapes a été proposée par Grenier (2007) afin d'identifier les sites de référence *a posteriori* en fonction de la structure des communautés de macroinvertébrés (figure 3.5). Afin d'évaluer l'état de santé du site à l'étude, les

communautés biologiques sont comparées en fonction de leur abondance relative. La position sur l'axe d'altération déterminée par la structure des communautés biologiques est, à ce point, indépendante des variables environnementales. Ensuite, des ordinations sont effectuées afin de cibler les métriques et indices simples qui concordent avec l'axe de dégradation des conditions environnementales. Une seconde étape de classification des macroinvertébrés précède l'ordination finale, où les sites de références sont présentés sur un gradient de variance maximale en fonction des communautés de macroinvertébrés (Grenier, 2007).

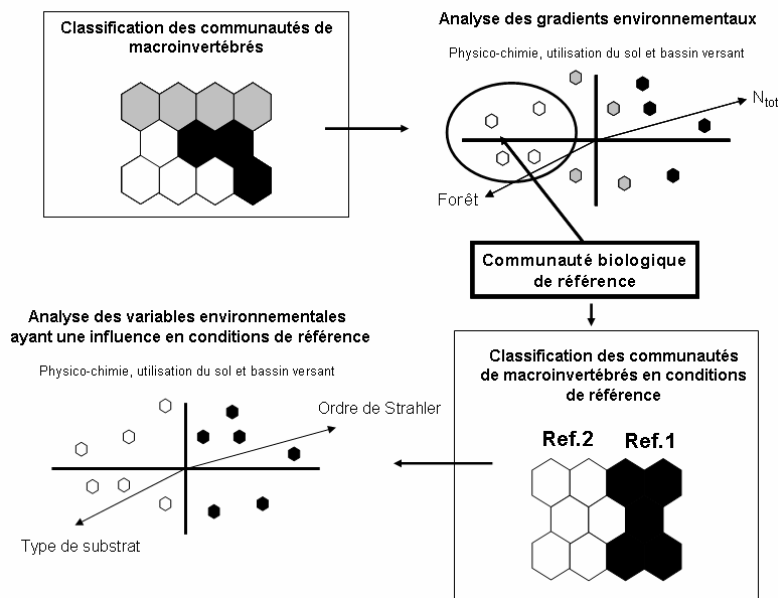


Figure 3.5 Représentation schématique du concept IDEC (Indice diatomée de l'est du Canada). Tirée de Grenier, 2007, p.8.

3.4.3 Approche alternative

Bien que l'approche multivariée utilise l'ensemble de l'information découlant de la structure de la communauté, elle ne permet pas d'établir le niveau de dégradation d'un site puisqu'elle offre un constat de type factuel (Pyle, 1999). Or, les statistiques multivariées offrent un traitement indépendant des variables biologiques, et de fait, permet la détection de modifications subtiles dans la structure des communautés (Watsin and McIntosh, 1999). Cette approche semble également allouer une meilleure distinction entre les sites fortement perturbés des sites moyennement impactés. Par ailleurs, l'approche multivariée présente des limites indéniables. Par exemple, elle ne peut être employée afin de déceler quantitativement les améliorations suite à des mesures de restaurations puisqu'elle ne

détient pas le pouvoir d'établir le degré de dégradation d'un écosystème (Wright et al., 2000). Encore, l'échelle relative à laquelle les données sont échantillonnées peut être une source de biais, engendrant une perte de taxons rares, notamment lorsque les limites spatiales sont transgressées (Watsin and McIntosh, 1999).

À l'opposée, l'approche multimétrique limite, dans le calcul de l'indice, l'inclusion d'attributs des communautés benthiques. L'utilisation des indices et métriques biologiques est par ailleurs restreinte en raison des variables de tolérance à la pollution qui sont allouées à chacun des taxons, et ce, en fonction des divers types de stress (Klemm et al., 2003). De fait, la corrélation entre les métriques sélectionnées et l'environnement peut être faussée dépendamment de la variable employée (Norris, 1995, Reynoldson et al., 1997). En revanche l'approche multimétrique permet d'établir un lien plus détaillé entre les causes des perturbations et leurs effets sur le biote (CCME, 2006a). Le tableau 3.1 présente les principaux avantages et inconvénients soulevés par les approches multivariée et multimétrique (Pyle, 1999).

Tableau 3.1 Principaux avantages et inconvénients des approches multivariée et multimétrique. Modifié de Pyle, 1999, p. 80-81.

Approche multivariée		Approche multimétrique	
Avantages	Inconvénients	Avantages	Inconvénients
<ul style="list-style-type: none"> -Résume les informations complexes - Classification des sites - Prédit les biotes en fonction des variables environnementales - Base de données issue des sites de référence - Prédiction du ratio observée/attendue -Utilisé pour évaluer la tendance 	<ul style="list-style-type: none"> - Difficile a employer pour la classification des sites - Manque d'expérimentation significatif - Basée sur les propriétés statistiques des données - Non fonctionnel lorsque des données sont manquantes - Interprétations des données difficiles 	<ul style="list-style-type: none"> - Résume les informations complexes - Classification des sites - Utilisé pour évaluer la tendance - Base de données issue des sites de référence - Conserve les informations pour la majorité des métriques - Utilisation des métriques pour évaluer certains attributs -Les résultats compréhensibles 	<ul style="list-style-type: none"> - Ne peut prédire les résultats - Manque d'expérimentation significatif sur les propriétés statistiques des données

Suite à ces constats, plusieurs auteurs, entre autres, Johnson (2000), CCME (2006a), Bowman et al., (2003) et Pyle (1999) stipulent qu'un indice combiné, faisant à la fois état de l'approche multivariée et multimétrique, où les métriques et indices simples feraient

l'objet d'une analyse de correspondance, pourraient combler quelques unes des lacunes soulevées et accentuer le pouvoir des outils de prédiction de l'état des écosystèmes.

Soulignons qu'une méthode de sélection et de classification a été proposée dans le cadre de l'étude de Grenier (2007) portant sur l'identification des communautés de MIB de référence pour l'évaluation du niveau d'intégrité écologique des écosystèmes aquatiques. La classification des sites de référence *a posteriori* proposée diffère des approches multivariées et multimétriques connues internationalement. L'indice multivarié développé est réalisé suite à une analyse de correspondance, basée uniquement sur la structure et le niveau d'intégrité des communautés de macroinvertébrés benthiques. Divers métriques et indices simples sont représentés en passifs en fonction de leurs corrélations sur les axes d'ordinations. Cette approche « permet d'évaluer le niveau de dégradation en fonction de la distance à la référence sur un gradient d'altération » (Grenier, 2007). La distance à la référence permet alors d'obtenir un gradient de valeurs indicielles, révélateur du niveau de dégradation de l'écosystème. Des seuils de changement écologique associés aux biotes ont de plus été envisagés dans l'étude de Grenier et al., (2006) sur l'établissement des sites de référence des communautés de diatomées. Les seuils écologiques établis dans l'étude portant sur les macroinvertébrés benthiques posent aussi l'avantage de contrer la classification arbitraire qu'imposent les niveaux de dégradation (Grenier, 2007)

3.4.4 Approche volontaire

Internationalement, la surveillance biologique volontaire, évaluation des communautés benthiques définie sous un niveau de complexité inférieur, apparaît incontournable afin de concilier les divers acteurs soucieux de la qualité de l'eau. À l'instar d'autres provinces, États et pays, des protocoles simplifiés et standardisés destinés aux volontaires sont développés sur le territoire québécois. Dans cette section, un bref clin d'œil quant au Groupe d'éducation et d'écovigilance de l'eau (G3E) et du programme SurVol Benthos est présenté afin d'étaler les diverses composantes qui caractérisent les approches de surveillance volontaire. Le programme vise à ce que la finalité envisagée par les instances soucieuses de la qualité de l'eau soit mise à profit.

Exemple du territoire québécois : la gestion intégrée de l'eau par bassin versant

En disposant la gestion intégrée et concertée sur la base de bassin versant au cœur de la *Politique nationale de l'eau*, une nouvelle gouvernance à plus petite échelle s'est profilée à

l'horizon. Les tables de concertation, où siègent tous les acteurs et usagers de l'eau tels que les municipalités régionales de comté (MRC), les municipalités, les usagers, les groupes environnementaux et les citoyens, ont pour mandat premier de promouvoir la gouvernance et d'assurer une gestion intégrée de l'eau par bassin versant, et ce, sur l'ensemble du territoire provincial. Outre le rôle de protection et de gestion des écosystèmes aquatiques qu'ils assurent, les comités de bassins versants entendent représenter leurs membres auprès des divers paliers gouvernementaux. Ces derniers développent des outils de gestion, orchestrent des formations pratiques et assurent le suivi de la gestion intégrée de l'eau par bassin versant. Ces activités se concentrent principalement sur la sensibilisation et la conscientisation où l'objectif est d'informer les citoyens sur les attitudes et comportements à adopter dans l'optique de préserver les milieux aquatiques récepteurs.

L'approche préconisée, sous la base d'une gestion globale et intégrative, a alors ouvert les portes à la surveillance volontaire de la qualité de l'eau sous un niveau de complexité inférieur. Exercice connu sur le territoire québécois sous le nom du programme SurVol Benthos, la surveillance volontaire permet d'assurer une cohérence dans la coordination des actions à l'échelle du gouvernement et des instances régionales et locales.

Surveillance biologique volontaire

Le Groupe d'éducation et d'écosurveillance de l'eau est un organisme à but non lucratif, où la promotion, la mise en valeur ainsi que la conservation de la rivière Beauport et de son bassin hydrographique représente la mission principale (G3E, 2009). En disposant de plusieurs projets d'éducation relative à l'environnement, le comité œuvre de façon tangible tant sur la scène locale, régionale et provinciale. Le G3E est « considéré comme un acteur environnemental incontournable dans la région et une référence dans la réalisation et la mise en place d'activités à caractère écologique » (Gagnon, 2009).

Programme SurVol Benthos : objectifs de la biosurveillance volontaire

Dans la même optique que la surveillance biologique scientifique basée sur les macroinvertébrés, le programme SurVol Benthos offre également une approche destinée à évaluer l'état de santé globale des petits cours d'eau. Or, ce programme développé par le Groupe d'éducation et d'écosurveillance de l'eau en partenariat avec le ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs du Québec, aborde un niveau

de complexité taxonomique inférieur. Puisque ce programme s'adresse aux organisations désirant effectuer une surveillance biologique volontaire, les outils offerts sont simplifiés, tout en demeurant efficace, afin que tous les acteurs intéressés, incluant ceux ayant peu d'expertise dans le domaine, puissent poser un diagnostic scientifiquement valide sur l'intégrité des écosystèmes aquatiques (Gagnon, 2009). Tel que le sont les outils issus de la surveillance scientifique, les outils simples, robustes et efficaces de la surveillance volontaire visent à rencontrer les orientations de la *Politique nationale de l'eau*.

Spécifiquement, la surveillance volontaire permet d'influencer les décisions locales, protéger les cours d'eau, mettre en lumière des problèmes potentiels de qualité d'eau, influencer les priorités pour le contrôle de la pollution et exposer l'importance de la ressource eau de façon globale (collectivité, institutions scolaires). Ce programme structurant vise la conciliation et l'harmonisation des approches scientifique et volontaire. Les instances locales, provinciales et fédérales visées pourraient travailler de concert en ce qui a trait à l'acquisition de données sur la santé écosystémique des plans d'eau, assurant alors une meilleure gestion des ressources sur l'ensemble du territoire. Il s'agit alors d'un moyen efficace et peu coûteux de récolter de l'information sur l'état de santé des cours d'eau tout en permettant à la population de s'impliquer activement.

Formation SurVol Benthos

L'intérêt grandissant octroyé au programme SurVol Benthos est certes dû à la sensibilisation et la conscientisation de la collectivité face à la précarité des écosystèmes aquatiques. Afin de poursuivre les efforts entamés, le programme vise à développer des outils solides, permettant de guider et structurer l'évaluation volontaire de la santé globale des plans d'eau. Grâce au Fonds d'actions québécois pour le développement durable (FAQDD), la ville de Québec et la Fondation de la faune du Québec, le programme SurVol Benthos bénéficie d'un soutien financier s'échelonnant jusqu'en mars 2010 (Gagnon, 2009).

Une formation complète de 3 jours pour les nouveaux adhérents, qu'ils soient issus des organismes environnementaux, institutions scolaires ou encore des volontaires soucieux de la qualité de l'environnement, est offerte par l'organisme. Des ateliers pratiques sur le terrain, où les méthodologies menant à l'évaluation de l'habitat et l'échantillonnage des macroinvertébrés y sont enseignés. Des séances en laboratoire permettant de trier et identifier les macroinvertébrés à l'aide d'une clé d'identification font également l'objet de la

formation. Un examen de certification conclut cette dernière. La certification vise 95 % de réussite et plus pour l'identification à l'ordre et 90 % et plus pour l'identification au niveau du *Guide d'identification des principaux macroinvertébrés benthiques d'eau douce du Québec* (Moisan, 2006). Le niveau d'identification est généralement à la famille, néanmoins certaines familles confondantes ont été regroupées (Gagnon, 2009).

Parmi les outils développés, notons le *Guide du volontaire SurVol Benthos*, le *Guide de référence SurVol Benthos*, le *Guide pédagogique Cégep*, le *DVD Méthodologique de SurVol Benthos*, un CD d'images de macroinvertébrés benthiques, une clé générale d'identification des macroinvertébrés benthiques d'eau douce, une clé d'identification informatique, un examen de certification, ainsi qu'une formation à distance en partenariat avec la Fédération canadienne de la faune (Gagnon, 2009).

Perspectives d'avenir

D'ici 2010, le programme entend développer divers outils tels que le Guide pédagogique pour les Cégeps, un programme d'assurance et de contrôle qualité, une formation en ligne ainsi qu'une base de données géoréférencées. Par l'entremise d'un logiciel, l'extraction, la validation et l'analyse des paramètres physiques et biologiques récoltées y sont également envisagées. Un rapport automatisé découlant de ces dernières, permettant d'informer l'organisation du diagnostic de la qualité de l'eau, pourrait également être retenu. Les bases de données analytiques revêtent une importance cruciale pour le succès du programme de surveillance volontaire, notamment en raison qu'ils simplifieraient les analyses associées et faciliteraient considérablement la prise de décision à l'échelle locale au Québec.

Par ailleurs, l'accompagnement sur le terrain affichera désormais un caractère obligatoire à partir de l'automne 2009 en raison de son importance. Le suivi de la formation théorique des bénévoles comprenant l'échantillonnage, l'évaluation de l'habitat ainsi que la préparation de l'échantillon en vue de l'identification y feront l'objet d'une validation. Ce faisant, les données colligées et transmises au G3E pour fins de validation scientifique, devraient être davantage rigoureuses suite à la validation terrain.

À l'heure actuelle, le programme compte près de 100 volontaires et 350 étudiants actifs. Sur le territoire québécois, 30 stations échantillonnées par 28 organisations, incluant 17 OBV, deux OSBL, deux Comités des zones d'intervention prioritaires (ZIP), une ville, et six

cégeps, furent effectuées au cours des années 2006 à 2008 (Gagnon, 2009). L'intérêt marqué des organisations participantes incite le déploiement du programme à l'échelle provinciale où les connaissances sur le portrait de la qualité des cours d'eau en seront grandement améliorées.

3.5 Le concept des biocritères

D'entrée de jeu, les biocritères prennent la forme de valeurs numériques ou d'expressions narratives. Ils décrivent les conditions biologiques des communautés aquatiques d'un écosystème donné par comparaison avec celles des conditions de référence appropriées (Gibson et al., 1996). Par conséquent, les critères biologiques dérivent des sites non dégradés par les perturbations anthropiques et représentent le point de référence assurant la protection et la gestion de la ressource eau. La discrimination entre les milieux aquatiques dégradés et ceux non altérés s'avère indispensable afin d'identifier les critères opérationnels, rigoureux, capables d'élucider les classes d'altération correspondant aux seuils écologiques distincts (Grenier, 2007).

Comme le sont les critères physicochimiques, les critères biologiques diffèrent en fonction de la portée et du degré de précision préconisés par l'autorité environnementale. Également, ces derniers possèdent une portée et des limites d'utilisation spécifiques notamment en regard des usages de l'eau et des types de plans d'eau (Québec, 2008b). Soulignons que dans le contexte des évaluations environnementales, les critères biologiques narratifs et numériques découlant du programme de surveillance biologique, doivent être perçus comme complémentaires plutôt qu'à titre de substitution des critères usuels physicochimiques (United States, 2002).

3.5.1 Narratifs

Les critères biologiques narratifs sont des expressions qui décrivent la condition biologique des communautés aquatiques attendues dans un système répondant au concept de l'intégrité écosystémique. Ces derniers fournissent des règles générales, ou encore des normes descriptives strictes dépendamment de la législation en cours, afin de protéger les eaux de toute dégradation. Ils portent essentiellement sur des aspects généraux et peuvent être indépendants ou, au contraire, inclus aux critères narratifs de qualité de l'eau instaurés au sein du programme de surveillance biologique (United States, 2002). Ces expressions sont établies à partir de la connaissance des communautés

benthiques habitant les cours d'eau non dégradés. Leur portée est définie en fonction du niveau de qualité de l'eau convoité en regard des usages réels et potentiels du milieu (United States, 2002).

N'étant pas un précurseur obligatoire, les critères narratifs posent les bases légales et pragmatiques facilitant le développement et l'application ultérieurs des critères numériques. Toutefois, il demeure essentiel, afin d'implanter pleinement les deux types de critères biologiques, de posséder une base de données substantielle permettant de les supporter (Gibson et al., 1996). Certaines instances environnementales emploient les critères narratifs afin de déterminer l'attribut écologique régional telles que les mesures de composition et diversité taxonomique tandis que d'autres, adoptent ces derniers afin d'identifier la source de la pollution diffuse ou ponctuelle dans l'optique de protéger l'écosystème aquatique et de déterminer l'usage réel et potentiel du milieu (CCME, 2006a).

Par exemple, les critères de types narratifs pourraient prendre la forme suivante :

- Une modification légère dans la composition et l'abondance des taxa invertébrés par rapport aux communautés caractéristiques des sites de référence peut être observée;
- Le ratio de taxa sensibles aux perturbations par rapport aux taxa insensibles peut indiquer une légère détérioration par rapport aux conditions non altérées;
- Le niveau de diversité taxonomique peut indiquer une légère détérioration par rapport aux conditions non altérées.

3.5.2 Numériques

Suivant le même concept, les critères biologiques numériques prennent la forme de valeurs quantitatives définissant l'état de santé global de la communauté biologique et les conditions attendues du système pour différents types d'usages de la ressource eau. Il est avantageux de définir la gamme numérique qu'une variable peut présenter par rapport à une mesure discrète puisqu'elle permet d'inclure la variabilité naturelle qui apparaît au sein des écosystèmes en santé (Gibson et al., 1996). Les critères numériques peuvent également représenter une combinaison de variables, tels que les métriques (ex. : % EPT), les indices simples (ex. : Indice de Shannon) et les indices multimétriques (ex. :

Indice de santé biologique (ISB)) (Gibson et al., 1996). Puisque les critères biologiques narratifs et numériques doivent être supportés par une base de données, la distinction majeure entre les deux formes de biocritères réside dans l'inclusion directe d'une valeur ou indice spécifique

Par exemple, les critères de type numérique pourraient prendre la forme suivante :

- Un pourcentage d'EPT supérieur ou égal à 75 %, un indice d'Hilsenhoff variant entre 2,5 et 3,0 et un pourcentage de chironomides inférieur ou égal à 4,5 %, peuvent indiquer une communauté dite en bonne qualité;
- Indice multimétrique variant de 80 % à 100 % peut indiquer une communauté dite en bonne santé;
- Un coefficient statistique $p \geq 0,6$ issu d'analyse multivariée représente une communauté dite en bonne santé.

3.5.3 Caractéristiques essentielles des biocritères

Généralement, les biocritères efficaces, capable de discriminer entre les classes d'altération correspondant à des seuils écologiques, partagent plusieurs caractéristiques communes. Ils se doivent de fournir des informations scientifiques sur l'état de santé global des plans d'eau, de protéger les biotes et habitats les plus sensibles ainsi que les communautés biologiques naturelles. Également, les biocritères doivent être en mesure de supporter et maintenir l'intégrité physique, chimique et biologique, d'inclure les caractéristiques spécifiques des assemblages biologiques requis pour l'accomplissement de la désignation des usages de l'eau, d'être claires et faciles à comprendre pour les utilisateurs et d'adhérer au principe et à la philosophie de l'intégrité écologique (Gibson et al, 1996).

En addition, les critères biologiques doivent correspondre à une sensibilité adéquate quant aux perturbations et altérations de l'environnement. En ce sens, la sensibilité des critères ne doit pas être trop faible afin de surestimer un site qui pourrait être diagnostiqué altéré à l'aide de critères plus sensibles. Des critères peu sensibles pourraient qualifier un site de bonne qualité alors que ce dernier présenterait des signes de dégradation. D'emblée, aucune mesure correctrice ne serait proposée puisque le site aurait atteint un plein potentiel. Encore, la sensibilité ne doit pas être trop élevée afin de sous-estimer la qualité

globale d'un site. Ce faisant, un site pourrait être identifié comme étant de mauvaise qualité, présentant des signes de perturbation, alors qu'il pourrait être diagnostiqué de bonne qualité à l'aide de critères moins sensibles (Gibson et al., 1996). Somme toute, le critère ayant la sensibilité adéquate devrait être en mesure d'établir la meilleure condition naturelle qui est possible d'être soutenue ou atteinte, et ce, tout en tenant compte des considérations physiques et économiques présentes (Gibson et al., 1996).

3.6 Méthodologie de la surveillance biologique

La présente section expose la méthodologie liée à l'implantation d'une approche de surveillance biologique multimétrique basée sur l'échantillonnage des macroinvertébrés benthiques, incluant le développement de critères biologiques (figure 3.6). L'approche multimétrique représente la méthode d'évaluation biologique la plus fréquemment citée aux États-Unis par les agences des ressources hydriques, notamment en raison de l'inclusion de variables facilement comparables aux stations de référence et d'informations écologiques (Barbour et al, 1999). L'utilisation de l'approche multimétrique est d'ailleurs recommandée lorsque le nombre de sites de référence est insuffisant en regard des analyses multivariées (Reynoldson et al., 2006).

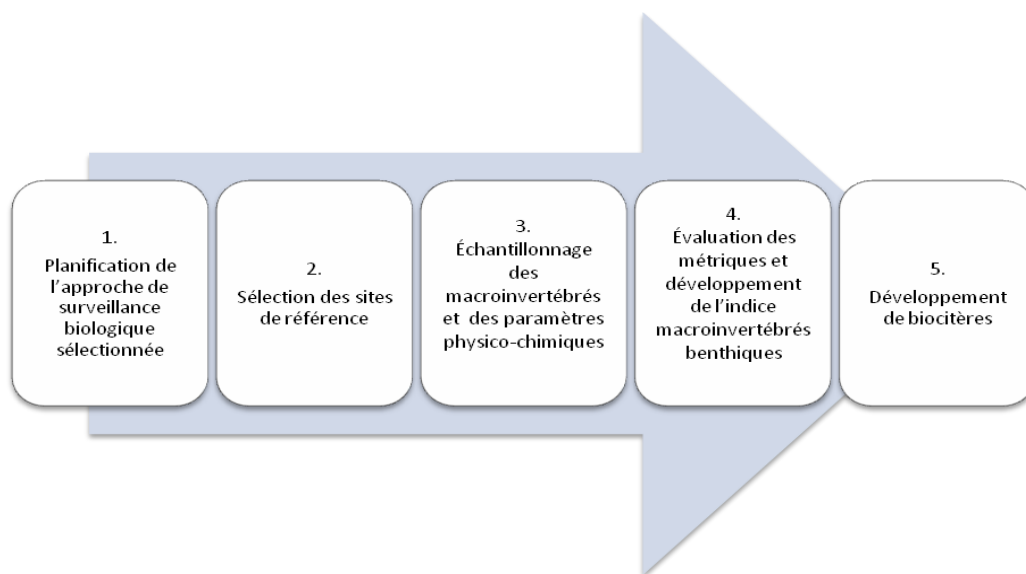


Figure 3.6 Méthodologie simplifiée du processus de la surveillance biologique.

Étape 1 *Sélection d'un protocole de biosurveillance*

Préalablement à la sélection du protocole de biosurveillance, diverses questions doivent faire l'objet d'une attention particulière. Par exemple : Quelles sont les orientations et objectifs à la base du programme de surveillance ? Quelle est la portée de la biosurveillance ? Quel est le degré de variation ou précision nécessaire en regard des besoins établis ? Quel est le niveau de confiance à atteindre ? Quelles sont les ressources ? À qui s'adresse le programme de surveillance ? Quelles sont les étapes appréhendées en aval du diagnostic de la qualité de l'eau ?

Puisque chaque approche est sélective et favorise des composantes spécifiques de la communauté benthique, l'évaluation de la santé biologique des cours d'eau est étroitement affectée par les techniques d'échantillonnages, les échelles temporelles et spatiales prises, les indicateurs biologiques, etc. (Burton and Gerritsen, 2003). L'élaboration d'une méthodologie adaptée aux conditions locales constitue la base de la surveillance biologique, et ce, en raison des multitudes composantes environnementales affectant l'intégrité écologique des écosystèmes aquatiques.

Étape 2 *Sélection des sites de référence*

L'établissement des sites de référence, station minimalement impactée par les activités anthropiques et abritant une faune et flore caractéristiques d'un écosystème naturel, se trouve en second plan du projet de surveillance biologique. Cette étape constitue le point d'ancrage du suivi de l'état de santé des cours d'eau, et se doit d'être fondée sur une base objective, représentant un point de référence (United States, 2002). À titre d'exemple, les critères de sélection imposés par l'USEPA présentés à l'annexe 3.

Internationalement, la sélection des sites de référence découle majoritairement de l'Approche des conditions de référence (Bowman et al., 2003). Également, la sélection des sites de référence peut dériver de données historiques, de conditions de référence régionales, de modèles prédictibles, de données paléo limnologiques et du jugement professionnel (Grenier et al., 2006). Deux types de classification des sites de référence coexistent : la classification discrète, tels que le concept des écorégions, la typologie des cours d'eau, le type de perturbation et l'ordre de Strahler et la classification continue, soit celle référant aux concepts des gradients environnementaux (United States, 2002).

Toutefois, quelque soit l'approche sélectionnée, deux décisions-clés inhérentes à la sélection des sites de référence doivent être prises en considération (Grenier, 2007). D'abord, afin d'établir le lien de causalité entre la source et l'effet d'une pression exercée sur le milieu, il est impérial de posséder une base de données incluant la variabilité des sites de référence (Paul and McDonald, 2005). La gamme de variabilité est notamment attribuée aux caractéristiques du paysage, la géologie, le substrat, l'utilisation du territoire, les saisons, la chimie de l'eau, les conditions hydrodynamiques, etc. (Grenier, 2006; CCME, 2006a). Également, dans le but de prédire les assemblages biotiques aquatiques, il est nécessaire de porter une attention particulière au nombre de stations de référence examiné. Plusieurs auteurs (Wright et al., 1984; Reynoldson et al., 1997, Hawkins et al., 2000) défendent que l'utilisation d'un seul site de référence à titre de contrôle n'est pas approprié afin d'évaluer les effets d'un impact potentiel. Malgré l'absence d'impact environnemental, il est possible que des communautés biologiques naturelles distinctes, divergent ou convergent au cours du temps (Underwood, 1991). La composition de la communauté biologique de ces sites de référence repose sur des mécanismes déterministes et stochastiques, engendrant une variabilité naturelle considérable (Jones et al., 2004). Un nombre de sites insuffisant ne pourrait rendre compte de la gamme naturelle des conditions physiques, chimiques et biologiques envisageables et par conséquent, les impacts anthropiques ne pourraient être décelés.

Plus la classification sera raffinée et le nombre de sites de référence nombreux, plus les conditions auxquelles une communauté biologique naturelle devrait répondre seront précises. Le défi consiste à établir l'approche adéquate et le degré de précision requis correspondant aux caractéristiques environnementales, économiques et sociétales préconisées (Jones et al., 2004).

Étape 3 Échantillonnage des variables de l'habitat, physicochimiques et biologiques

La qualité de l'eau peut s'exprimer non seulement par une combinaison de substances inorganiques ou organiques à diverses concentrations, mais aussi par la composition et l'état des organismes benthiques. L'approche habituelle, soit la surveillance physicochimique des cours d'eau, permet de mesurer les agents stressants, c'est-à-dire la pollution environnementale qui sévit dans les milieux d'intérêts. Ce procédé analytique repose, d'une part, sur les variables chimiques, soit les agents polluants présents dans les cours d'eau et, d'autre part, sur les variables physiques caractérisant le milieu

(température, hydrologie, matières organiques, taux d'oxygène dissous, etc.). De nature ponctuelle, la surveillance de la qualité de l'eau, basée principalement sur la prise de mesures chimiques et physiques, ne permet pas de statuer sur l'état de santé de l'écosystème. Les données prises ne peuvent renseigner par exemple sur l'état de l'habitat, sur les effets synergiques, additifs et antagonistes qu'ont les polluants sur les organismes vivants.

Les programmes de suivi répondant au concept d'intégrité écosystémique intègrent l'échantillonnage, entre autres, des macroinvertébrés benthiques. La biosurveillance, définie comme étant la surveillance d'un écosystème en utilisant la réponse des organismes vivants afin de déterminer si cet environnement est favorable à la survie des organismes (Cairns and Pratt, 1993), est désormais reconnue internationalement. Cette analyse permet de reconnaître la présence et l'étendue d'un stress dans un écosystème donné en le comparant avec des sites non soumis à l'agent stressant. Par son apport complémentaire, cette approche prometteuse semble combler les lacunes issues des approches physicochimiques et représente un outil indispensable prenant en compte les effets cumulés passés et présents (Barbour et al., 1999).

Étape 4 Développement des métriques et de l'indice multimétrique

L'approche avec variables et indices simples consiste à calculer les métriques afin de représenter les différents aspects structuraux des communautés biologiques. Les métriques, caractéristiques du biota qui évoluent de façon prévisible en fonction des influences humaines (Barbour et al, 1999), se doivent d'être représentatives de la communauté à l'étude, sensibles à la dégradation de l'habitat, facilement mesurables et d'avoir une faible variabilité naturelle (Barbour et al, 1999). Selon le type d'information qu'ils procurent, les différents indices et variables calculés se regroupent en grandes catégories. Les métriques référant à la composition taxonomique, la richesse taxonomique, la tolérance ou l'intolérance à la pollution, la diversité taxonomique (Moisan et Pelletier, 2008), à l'habitat, aux niveaux trophiques, à la structure fonctionnelle tels que le mode d'alimentation, la respiration et la reproduction, et aux maladies, représentent les grandes catégories de métriques robustes et sensibles quant aux réponses naturelles des assemblages biologiques face aux activités anthropiques (Klemm et al., 2003).

Étape 5 *Développement et implantation de critères biologiques*

Le déploiement de critères biologiques formels affiche les mêmes étapes ayant contribué à l'établissement de critères de la qualité de l'eau de surface, soit physicochimiques (United States, 2002). Ainsi, une fois que les processus de classification de sites et de sélection de métriques sont bien amarrés, calibrés aux particularités et variabilités régionales et représentatives de l'intégrité des écosystèmes d'intérêts, le développement de biocritères peut être entamé. La phase d'élaboration impose un processus itératif, où la vérification et validation des éléments étudiés doivent être effectuées et ajustées au fur à mesure que les informations biotiques sont colligées.

D'après l'USEPA (Gibson et al., 1996) et la *Directive cadre européenne sur l'eau*, l'établissement de sites régionaux de référence conduit à une base réaliste, et représente l'approche la plus employée pour l'établissement des conditions de référence biologiques (Grenier et al., 2006). Or, les critères découlant d'un seul type de classification peuvent s'avérer insuffisants en raison de la complexité des composantes environnementales affectant les milieux d'intérêts. De fait, afin d'entériner le maintien de la capacité de support du milieu et la pérennité des écosystèmes aquatiques, une analyse intégrative, notamment par l'emploi simultané de divers systèmes de classification, s'avère un atout considérable afin d'éliminer les biais associés à la sélection des sites de référence (United States, 2002). Également, une étape de validation et calibration, permettant de normaliser les variables issues des différentes classifications, demeure essentielle afin d'effectuer une comparaison des cours d'eau à large échelle.

Étape 6 *Application de mesures coercitives*

La foulée des actions de protection, de restauration et d'aménagement appliquées suite à l'implantation de critères biologiques, éléments d'appréciation de l'intégrité écologique, symbolise la finalité convoitée par les programmes de surveillance biologique. À terme, l'évaluation de l'intégrité écosystémique permettra de détecter la dégradation d'un milieu, diagnostiquer la cause de cette altération, protéger le milieu contre les dégradations ultérieures et implanter des mesures coercitives menant à l'assainissement du plan d'eau (Barbour et al., 1999). Somme toute, les critères biologiques visent à outiller les instances gouvernementales de sorte à ratifier l'évaluation complète et adéquate des plans d'eau, notamment dans l'optique de maintenir la capacité de support du milieu.

4 PORTRAIT INTERNATIONAL : PROGRAMMES DE SURVEILLANCE BIOLOGIQUE ET DE BIOCRITÈRES

Véritable sujet d'actualité environnementale internationale, les critères biologiques offrent une gamme étendue d'informations cruciales liées à la gestion de l'eau et permettent de s'adapter à la réalité éloquentes des impacts de l'anthropisation sur les environnements naturels. Il convient que l'implantation de biocritères apparaisse, à ce stade, comme une étape cruciale à l'approche de surveillance biologique québécoise. Il est impératif de se positionner sur l'échiquier international de la surveillance biologique afin de planifier les orientations futures, assurant la poursuite et le succès de la mission. De surcroît, l'élaboration d'une démarche pragmatique et scientifiquement valide, est primordiale afin d'établir les barèmes auxquels les moult instances gouvernementales, municipales et industrielles, seront assujetties quant au respect de la ressource eau.

Il s'agit alors de l'occasion idéale de rajuster le tir et se positionner par rapport aux acteurs internationaux de l'eau. Les approches quant à l'élaboration de biocritères sont disparates (Paul and McDonald, 2005). Il convient alors d'évaluer les approches internationales acceptables à l'établissement de critères biologiques plutôt que d'appliquer des critères ayant des limites numériques spécifiques (United States, 2002). Cette évaluation se veut le mandat du chapitre 4. Un échantillon de 11 protocoles de surveillance biologique permettra d'obtenir un éventail de méthodes et de ce fait, couvrir les variabilités inhérentes de ces dernières. L'analyse comparative des approches internationales avec l'approche québécoise sera effectuée ultérieurement. L'outil d'analyse développé dans le cadre de l'essai permettra de guider l'élaboration de critères biologiques sur le territoire québécois.

4.1 États-Unis

Les amendements ayant eu lieu au sein du *Clean Water Act* (1972) ont permis l'impulsion nécessaire à l'implantation de biocritères au sein des États américains, où depuis 1999, leur adoption affiche un caractère obligatoire (CCME, 2006a). Certaines instances font usage de biocritères narratifs, alors que seulement trois États ont adopté les biocritères numériques (Yoder and Barbour, 2009). La tendance actuelle vise à développer de plus en plus des critères numériques afin d'offrir un complément aux critères narratifs existants (Yoder and Barbour, 2009).

Mandaté par le CWA, les programmes de critères de qualité de l'eau visent à définir les objectifs environnementaux spécifiques d'un plan d'eau (usages de l'eau). Les divers usages de l'eau se voient alors assigner des critères narratifs et numériques. Également, des dispositions permettant de protéger la qualité de l'eau des agents polluants sont soulevées (United States, 2009).

Les normes de qualité de l'eau reposent sur quatre éléments de base soit 1) les usages généraux de l'eau (ex. : récréation, vie aquatique, agriculture, etc.), 2) les critères de qualité de l'eau (ex. : concentration numérique de polluants et critères narratifs), 3) les politiques liées à la protection et au maintien des usages de l'eau spécifiques, et 4) les politiques générales qui ont trait aux problèmes liés à la mise en application (United States, 2009).

Les programmes de biocritères découlant du *Maine Department of Environmental Protection* (MDEP), de l'*Ohio Environmental Protection Agency* (Ohio EPA) et du *West Virginia Division of Environmental Protection* (WVDEP) sont présentés succinctement. Ces instances environnementales pionnières, en regard de la surveillance biologique, reposent sur deux approches distinctes, soit l'approche multivariée et multimétrique. Découlant de programmes de biocritères rigoureux et scientifiquement valides, les approches sont décortiquées et mises en lumière, afin de faire ressortir les spécificités et subtilités des étapes guidant l'implantation de biocritères. Soulignons que la méthodologie de la surveillance biologique québécoise est fortement inspirée de l'approche multimétrique retenue par le WVDEP. Ce faisant, les biocritères narratifs et numériques préconisés pourraient en être fortement inspirés.

4.1.1 État du Maine

Le MDEP adopte depuis 1990 un protocole de biocritères afin de mesurer la réponse des macroinvertébrés benthiques aux activités anthropiques. L'inscription, depuis 2003, des biocritères numériques au sein des lois environnementales ont permis de peaufiner l'interprétation des biocritères narratifs existants, et définir quantitativement les objectifs environnementaux convoités (usages de l'eau) pour chacune des classes de qualité de l'eau (Barbour et al., 2000).

Le système de classification du Maine ne reflète pas forcément la condition actuelle du plan d'eau. De ce fait, l'agence environnementale juge et estime le niveau de qualité de

l'eau, en regard des critères biologiques, devant être rencontrés en fonction de l'usage désigné. Toutefois, les classes de qualité témoignent des conditions courantes en termes d'oxygène dissous, de bactéries et de la vie aquatique. La législation étatique dispose de quatre grandes classes de qualité de l'eau : classes AA, A, B et C (Maine, 2002) (tableau 4.1).

Tableau 4.1 Classes de qualité des eaux de surface et critères narratifs. Modifié de Maine, 2002, p.9.

Classes de qualité	Usages spécifiques désignés	Critères numériques (oxygène dissous et bactéries)	Critères narratifs (physiques et biologiques)
AA	Vie aquatique, consommation, pêche et récréation.	Concentration naturelle	Habitat naturel, aucun rejet direct. Similaires aux composantes chimiques, physiques et biologiques des habitats sans activité anthropique.
A	Vie aquatique, consommation, pêche, récréation, navigation, hydroélectricité, décharge industrielle.	Oxygène dissous : 7 ppm 75 % saturation Bactéries : Concentration naturelle	Habitat naturel. Similaires aux composantes chimiques, physiques et biologiques des habitats sans activité anthropique.
B	Vie aquatique, consommation, pêche, récréation, navigation, hydroélectricité, décharge industrielle.	Oxygène dissous : 7 ppm 75 % saturation Bactéries : 64/100 ml	Habitat non dégradé. Les rejets ne devraient pas causer d'impacts néfastes à la vie aquatique. La qualité de l'eau devrait être suffisante pour maintenir toutes les espèces aquatiques indigènes sans modification nuisible* aux communautés biologiques présentes .
C	Vie aquatique, consommation, pêche, récréation, navigation, hydroélectricité, décharge industrielle.	Oxygène dissous : 5 ppm 60 % saturation Bactéries : 126/100 ml	Habitat pour les poissons et autres formes de vies aquatiques. Les rejets peuvent causer des changements à la vie aquatique. La qualité de l'eau devrait être suffisante pour maintenir toutes les espèces de poissons indigènes et maintenir la structure et la fonction des communautés biologiques présentes.

* Aucune perte d'espèces ou de dominance d'espèces liées aux activités anthropiques

Chacune des classes de qualité de l'eau présente des critères biologiques narratifs et numériques distincts en regard des usages spécifiques désignés. Ces derniers se doivent d'assurer le maintien de l'intégrité des écosystèmes aquatiques, soit un habitat propice et adéquat à la survie et la reproduction des poissons et autres organismes aquatiques (Barbour et al., 2000).

Également, les biocritères numériques dressent un portrait statistique de la condition maximale attendue des communautés de macroinvertébrés présentes. Spécifiquement, ce portrait fait état de la structure et de la composition des communautés benthiques (Yoder and Barbour, 2009). Les disparités des normes qualitatives quant à la condition biologique retrouvée entre les diverses classes de qualité de l'eau sont très réduites, mais semblent procurer une gestion adéquate des ressources en eau sur l'ensemble du territoire du Maine.

Toutefois, les restrictions face aux activités anthropiques sont très disparates. Divers niveaux de protection environnementale relatifs à la gestion de l'eau y sont associés, allant de fortes contraintes quant aux classes de qualité supérieures (AA/A) à des autorisations plus flexibles pour la classe de qualité inférieure (C). Ces dernières témoignent du niveau de risque de dégradation de la qualité de l'eau en regard à la recrudescence des stress environnementaux (Maine, 2002).

Sélection des sites de référence

Au cours des années 1980, le MDEP a établi des critères numériques pour chacune des classes de qualité de l'eau à l'aide de l'échantillonnage de 144 sites. Chacune des stations s'est vue attribuer une classe de qualité de l'eau liée à la vie aquatique. La classification s'est basée sur le degré de similarité des communautés défini par les critères biologiques narratifs déjà instaurés. Ces données sont à l'origine de la construction du modèle statistique prédictible employé au cours des années 1992 à 1999. Le modèle actuel a fait l'objet d'une calibration en 1999, où 229 sites supplémentaires y ont été greffés (Maine, 2002).

Les variables biologiques, intégrées à un modèle statistique, originent de près de 375 sites, incluant 120 sites de référence, sites représentant des conditions de l'habitat minimalement perturbées. La physiographie homogène de l'État du Maine, où près de 85 % du territoire sont inclus au sein de deux écorégions distinctes, ne présente pas le concept des écorégions comme une composante critique à la sélection des sites de référence (Maine, 2005). Bien que cinq bassins versants majeurs ont été délimités à travers l'État du Maine, la stratification fine des sites de référence sous le concept des écorégions est écartée par l'agence environnementale aux dépens d'une sélection qui répond explicitement à des motifs d'ordre général (Davies et al., 1999).

Ce faisant, l'échantillonnage des sites est fonction, entre autres, des motifs suivants : 1) évaluer les impacts considérables sur les communautés aquatiques d'une activité existante, 2) diagnostiquer la qualité actuelle de l'eau dans l'optique d'évaluer l'efficacité des traitements futurs, 3) évaluer les effets des activités de surveillance biologique ou de restauration sur la qualité des plans d'eau ainsi qu'effectuer une documentation exhaustive de la variabilité naturelle existante (Maine, 2002). Toutefois, bien que la classification des sites destinés à la construction du modèle prédictible ne permet pas de couvrir l'ensemble de la variabilité naturelle du territoire, ces derniers semblent demeurer représentatifs de la majorité des habitats retrouvés dans les ruisseaux et rivières de l'État du Maine (Maine, 2005).

Approche multivariée

Les critères numériques sont basés sur un modèle probabiliste développé pour chacune des classes de qualité de l'eau. Le modèle fait référence à l'approche multivariée et répond à une fonction linéaire dépendante, où 25 métriques, découlant de la richesse taxonomique et de l'abondance relative des communautés de macroinvertébrés, y sont intégrées. Des analyses linéaires discriminantes sont établies en fonction des attributs des communautés de MIB et permettent « de cumuler les évidences concernant le niveau de classification du critère le plus élevé qu'une communauté biologique test peut rencontrer en utilisant des variables prédictibles quantificatives (métriques) » (Maine, 2002).

Deux critères spécifiques doivent être respectés afin de poursuivre les analyses statistiques menant à l'établissement de biocritères : une abondance totale supérieure à 50 organismes et une richesse taxonomique pour trois réplicats supérieure à 15 taxons (figure 4.1) (Davies et al., 1999).

Le modèle linéaire répond à la fonction discriminant suivante :

$$Z = C + W_1 X_1 + W_2 X_2 + \dots + W_3 X_3$$

Où

Z = score discriminant variant de 0 à 1

C = constante

W_i = coefficients

X_i = variables prédictibles quantificatives

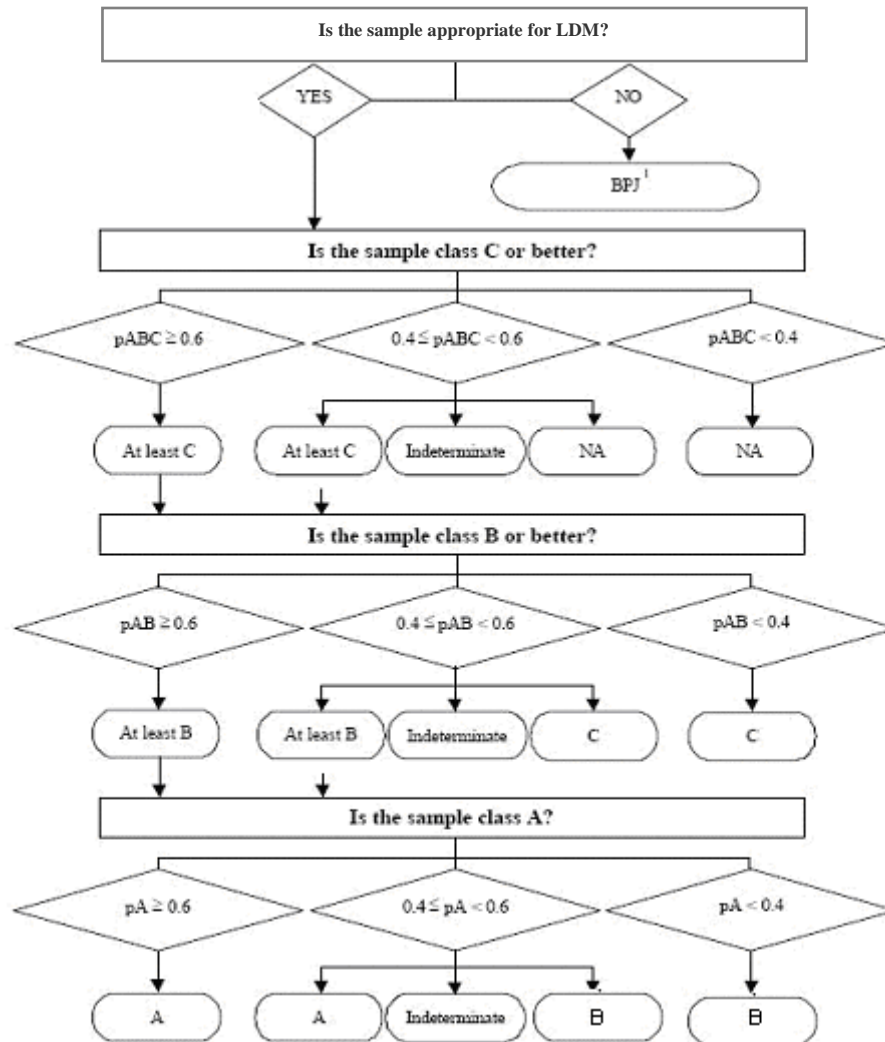


Figure 4.1 Le modèle statistique employé par l'État du Maine afin d'établir les classes de qualité de l'eau des stations échantillonnées. Tirée de Davies et al., 1999, Annexe 2.

Le modèle statistique produit un score variant de 0 à 1 et informe sur les probabilités qu'un échantillon rencontre les classes de qualité. Le coefficient p est calculé en utilisant un logarithme minimisant la distance entre les sites issus d'une même classe (intra-classe) et maximisant l'écart entre les sites issus de deux classes distinctes (inter-classe).

La première étape consiste à vérifier si l'échantillon rencontre les critères minimaux (abondance et richesse). Le cas échéant, les paramètres de l'échantillon sont inclus dans le modèle linéaire discriminant. Ensuite, la fonction discriminante vise à évaluer si l'échantillon test rencontre au préalable le critère C. Si la valeur associative p_{ABC} est $\geq 0,6$, l'échantillon rencontre la classe C. À l'opposé, si la valeur est $< 0,4$, l'échantillon

n'atteint pas l'objectif de classification et est noté NA (*non-attainment*) et fera l'objet d'une analyse ultérieure. Une valeur p_{ABC} se situant entre $\geq 0,4$ et $< 0,6$, représente des conditions atypiques, nécessitant le jugement professionnel afin de discriminer adéquatement du classement de l'échantillon. Les facteurs liés à l'habitat (ex. : substrat), à l'échantillonnage (ex. : taxon non usuel) ainsi que l'analyse des résultats peuvent être à l'origine des conditions atypiques rencontrées et de surcroît, nécessitent une attention particulière. L'analyse de coefficients se succède ensuite dans l'optique d'établir les classes de qualité supérieure.

Le modèle conceptuel, sous lequel la condition biologique répond à un gradient de dégradation environnementale, a permis de caractériser statistiquement la structure des communautés de macroinvertébrés benthiques présentes. Les normes de qualité liées à la vie aquatique, spécifiant les caractéristiques typiques de la communauté benthique devant être rencontrées afin de maintenir les usages de l'eau définis, répondent étroitement à ce paradigme écologique. D'emblée, les usages de l'eau correspondent à la condition biologique puisqu'ils répondent explicitement aux seuils définis en fonction du gradient de dégradation environnementale (seuils 1 à 6) (figure 4.2).

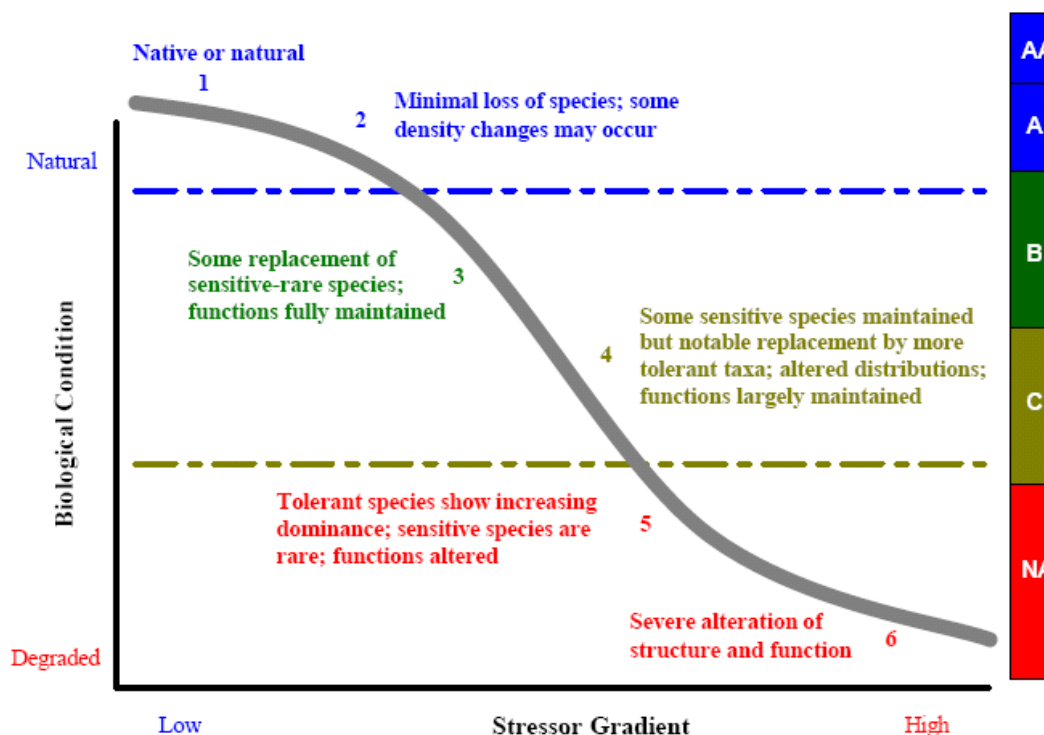


Figure 4.2 Classes de qualité de l'eau de l'État du Maine. Tirée de Maine, 2002, p.9.

Se succèdent respectivement, en fonction du gradient de dégradation environnementale, les seuils de la condition biologique qui suivent. Naturelle ou native (AA), perte de quelques espèces et changement potentiel de la densité de certains taxons (A), remplacement de quelques espèces sensibles à la pollution (B), quelques espèces sensibles à la pollution persistent, mais un changement en faveur de taxons tolérants à la pollution est notable (C), dominance des taxons tolérants à la pollution, espèces sensibles rares, et sévère modification de la structure et des fonctions des communautés benthiques (NA). Notons que la classe de qualité A couvre un éventail continu de conditions biologiques, incluant pleinement ou en partie les seuils 1 et 2. Les classes de qualité inférieures, soit B et C, répondent au même patron, incluant les seuils 2, 3, 4 et 5 (figure 4.2).

Application des biocritères narratifs et numériques

Les biocritères numériques provisoires, officiellement adoptés depuis 2003, représentent la base selon laquelle les décisions réglementaires prioritaires sont prises, entre autres, les certificats et recommandations liés à l'émission de polluants, à la modification des cours d'eau, à la priorité des cours d'eau à haut risque et aux problèmes d'identification (Maine, 2005). À une échelle plus confinée, les biocritères narratifs et numériques visent à documenter les conditions existantes, identifier les problèmes environnementaux, évaluer les progrès des mesures de protection, de restauration et d'aménagement effectuées, établir des objectifs de gestion environnementale et amorcer les actions curatives, le cas échéant (Maine, 2005).

Depuis 2004, près de 8000 stations d'échantillonnage représentant les cours d'eau majoritaires ont fait l'objet de cette évaluation. La base de données géoréférencée (Oracle) facilite l'analyse statistique des plans d'eau dans l'optique d'établir la classe de qualité de l'eau correspondant aux paramètres rencontrés (Maine, 2005).

4.1.2 État de l'Ohio

L'Ohio EPA a mis en place au cours des années 1980 des biocritères narratifs faisant état de la condition attendue des communautés biologiques, et ce, au niveau de chacune des normes de qualité de l'eau établies. Depuis, des biocritères numériques ont été développés et supportent le programme lié à l'instauration des normes de qualité de l'eau spécifiques à la protection de la vie aquatique (*Water Quality Standards Program*).

Les seuils quantitatifs définis pour chacun des objectifs environnementaux généraux soit la récréation, l'agriculture, la santé humaine, l'esthétique, la faune et flore et la vie aquatique, ont pris un caractère formel lorsque les biocritères numériques furent adoptés par la législation américaine en 1990. Seuls les usages liés à la vie aquatique (*Aquatic Life Uses*) font l'objet de biocritères narratifs et numériques (Yoder and Rankin, 1995). Ces derniers permettent de garantir une gestion adéquate et appropriée des cours d'eau en regard des normes de qualité de l'eau associées.

Les normes de qualité de l'eau liées à la vie aquatique reposent sur deux éléments distincts soit les usages liés à la vie aquatique et les biocritères narratifs et numériques. Ces normes sont par ailleurs divisées en sous catégories, et reflètent les usages spécifiques de l'eau qui permettent d'assurer la protection de la vie aquatique.

Ces normes présentent des biocritères narratifs, et ce, pour chacun des usages de l'eau liés à la vie aquatique (tableau 4.2). Les biocritères narratifs ne correspondent pas uniquement aux seuils établis par les biocritères numériques, mais sont également liés aux normes de qualité de l'eau et aux usages liés à la vie aquatique qui en découlent (Yoder and Rankin, 1995).

Tableau 4.2 Description des attributs des communautés biologiques au sein des quatre usages de l'eau spécifique liés à la protection de la vie aquatique. Inspiré de Yoder and Rankin, 1995, p. 31.

Catégories des usages de l'eau	Biocritères narratifs	Attributs des communautés biologiques
Exceptional WarmWater Habitat (EWH)	«Exceptionnel»	Caractérisé par une communauté aquatique reflétant une diversité et une intégrité biologique exceptionnelle où une grande richesse taxonomique et/ou des espèces rares, menacées ou en danger peuvent être présentes.
Warmwater Habitat (WWH)	«Good»	Caractérisé par une communauté aquatique présentant une diversité et organisation fonctionnelle comparable aux habitats naturels typiques de l'écorégion d'intérêt.
Modified WarmWater Habitat (MWH)	«Fair» et «Poor»	Caractérisé par des modifications anthropiques importantes irréversibles qui exclut la possibilité de rencontrer des communautés biologiques répondant aux caractéristiques de WWH. Présence d'espèce tolérante à la pollution chimique et la dégradation de l'habitat.
Limited WarmWater Habitat (LWH)	«Very Poor»	Caractérisé par une communauté aquatique potentiellement limitée en raison des conditions anthropiques importantes irréversibles. Généralement associé à de petits plans d'eau où des restrictions sévères liés à l'habitat y sont associées. (modification du chenal, extraction minière, milieu urbain).

Seulement trois des usages liés à la vie aquatique font l'objet de biocritères numériques soit l'EWI, le WWH et le MWH. Les critères biologiques numériques reflètent le niveau minimal acceptable attendu pour chacun des indices biologiques développés (ICI; *Invertebrate Community Index*, Fish-IBI; *Index of Biotic integrity*, MIwb; *Modified Index of Well-Being* (fish)). Ces indices sont basés sur deux types d'indicateurs biologiques, soit les MIB et les poissons. Récemment modifié, l'indice MIwb, est désormais plus sensible à la variabilité des perturbations environnementales, particulièrement celles ayant un impact sur la composition de poissons tels que la réduction de la richesse, l'abondance et la biomasse (Yoder and Rankin, 1995). Somme toute, les biocritères numériques développés varient en fonction des écorégions, des usages liés à la vie aquatique, du type de cours d'eau, de l'indicateur biologique et de l'indice multimétrique (Yoder and Rankin, 1995).

Sélection des sites de référence

Une classification des sites de référence suivant le concept des écorégions a été préalable à l'implantation de biocritères narratifs et numériques (figure 4.3 I). L'approche d'Omernik (1987) a été retenue par l'Ohio EPA afin de stratifier le paysage régional et identifier les écorégions retrouvés sur l'ensemble du territoire (*Macro-scale biogeographic boundaries*). L'approche est basée sur l'hypothèse que les écosystèmes et leurs composantes intrinsèques répondent à un patron régional reflétant la combinaison de variables spatiales. Afin de rencontrer la gamme de variabilité naturelle régionale, le caractère unique de la morphologie, la géologie, la végétation, le climat et l'utilisation du territoire, de chaque unité spatiale, est analysé afin de délimiter les unités élémentaires de l'évaluation de l'état écologique (Omernik, 1987).

La stratification sous la base des écorégions pose l'avantage : 1) d'inventorier et évaluer les ressources environnementales régionales et nationales, 2) d'établir des objectifs de gestion à l'échelle régionale, 3) d'établir une base de données de référence à l'échelle régionale et 4) de développer des biocritères et des normes de qualité régionaux (Whittier et al., 1987).

Or, la complexité des interactions entre les diverses composantes environnementales reflète l'impossibilité de développer des biocritères pour chaque type de plans d'eau rencontré. Ce faisant, les stations minimalement impactées par les activités anthropiques et abritant une faune et flore caractéristiques d'un écosystème naturel ont été ciblées, et ce, en fonction du concept des écorégions. Afin de peaufiner la couverture de l'ensemble

des types de plan d'eau, et refléter la variabilité naturelle des sites de référence, une stratification supplémentaire aux cinq écorégions délimitées, basée sur le type de plan d'eau, a également été réalisée pour la majorité des biocritères (Yoder and Rankin, 1995).

Approche multimétrique

À l'inverse de l'État du Maine, le programme de biocritères implanté par l'Ohio EPA fait appel à l'approche multimétrique. Les critères biologiques développés pour les rivières et les ruisseaux de l'État de l'Ohio sont basés sur deux types d'indicateurs biologiques, les macroinvertébrés benthiques et les poissons. Les biocritères numériques dérivent de la sélection de près de 350 sites de référence, où les conditions typiques les moins perturbées d'une écorégion donnée sont reflétées.

Les métriques composant les indices multimétriques font référence à la richesse taxonomique, la composition trophique, la diversité taxonomique et la présence de taxon (ou groupe de taxons) (Davies et al., 1999). Puisque l'habitat est le premier élément structurant les communautés de macroinvertébrés benthiques (Genin et al., 1997), le Ohio EPA a développé un indice de la qualité de l'habitat physique (QHEI; *Qualitative Habitat Evaluation Index*) afin d'évaluer et documenter la dégradation de l'habitat pouvant nuire aux communautés biologiques, et ce faisant, à l'atteinte des normes spécifiques de qualité de l'eau. Les principaux paramètres de l'indice se résument entre autres, au substrat, à la stabilité de la zone riparienne, au gradient et à la qualité du chenal (Yoder and Rankin, 1995).

L'étape première consiste à transformer la valeur absolue des variables d'intérêts en un score dont les limites maximales et minimales ont été préalablement adaptées et calibrées afin de tenir compte des particularités régionales. Les dix métriques composant chacun des indices biologiques font alors l'objet d'une calibration en fonction du graphique d'*Addendum* (figure 4.3 II). La superficie drainée à la station échantillonnée est alors mis en relation avec la métrique d'intérêt, où par exemple, une configuration en quadrisection (ICI) détermine les cotes finales (6, 4, 2, ou 0) (figure 4.3 III) (Yoder, 1991).

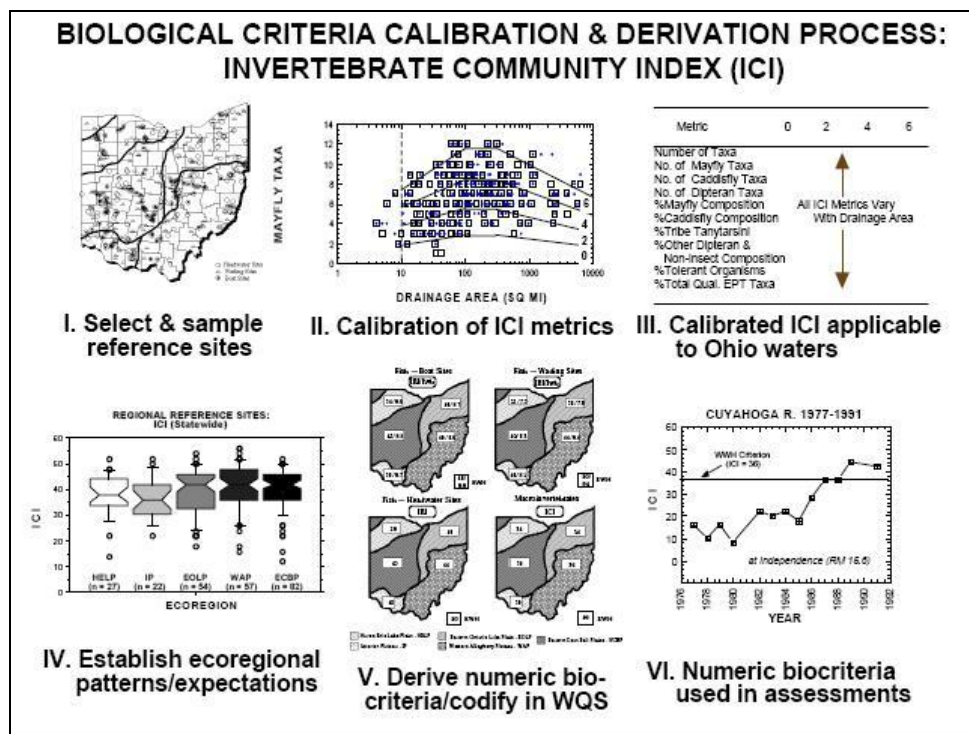


Figure 4.3 Étapes menant à l'implantation de biocritères numériques et narratifs. Tirée de Yoder and Rankin, 1995 p. 22.

Afin de maximiser la précision des critères développés pour les normes de qualité spécifiques liées à la vie aquatique et assurer leurs cohérences en regard des objectifs du CWA, un facteur statistique préliminaire est incorporé à la sélection des sites de référence. Puisque l'intégrité écologique des sites de référence se présente essentiellement dans la section supérieure de l'échelle de l'indice multimétrique (ICI, IBI, MIwb), seules les stations ayant une valeur de l'indice supérieure à 95 % ont été retenues (cote $\geq 57/60$). De surcroît, l'influence des sites où les métriques mesurées présentent des valeurs plus faibles est négligeable puisque cette approche priorise les sites ayant des valeurs plus élevées.

Par la suite, un graphique de type *Boxplot* permet l'analyse des métriques en fonction de l'écorégion, de l'indice biologique et du type de plan d'eau (figure 4.3 IV). Les 25^e et 75^e percentiles sont employés afin de sélectionner les métriques liés aux diverses normes spécifiques de qualité de l'eau (United States, 1990). Les métriques ayant une plus forte discrimination statistique entre les stations impactées et de référence d'une écorégion donnée ont été sélectionnées en fonction du 25^e percentile pour établir les normes écologiques liés au *WarmWater Habitat*. La sélection des métriques qui a trait au

Exceptionnal WarmWater Habitat est en fonction du 75^e percentile et dérivent de la combinaison de l'ensemble des variables issues des stations de référence de l'État de l'Ohio (figure 4.4)(United States, 1990).

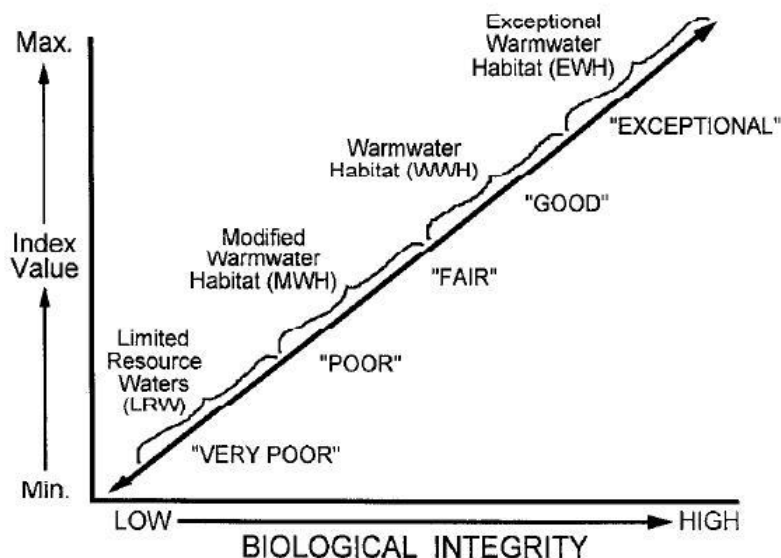


Figure 4.4 Relation entre les usages de l'eau liés à la vie aquatique et les biocritères narratifs en fonction de l'intégrité biologique et de l'indice multimétrique. Tirée de Yoder and Rankin, 1995, p.74.

La sélection du 25^e percentile pose l'avantage de peaufiner la sélection des stations de référence qui initialement, était basée sur des caractéristiques environnementales générales. L'utilisation du 25^e percentile en tant que barème minimal permet également d'éliminer les biais liés à l'inclusion de site dit « marginal ». Qui plus est, pour chacun des indices biologiques calculés, le 25^e percentile permet d'exclure les stations ayant des métriques plus faibles, variables biologiques ne permettant pas de discriminer les stations impactées en fonction des communautés biologiques et de la sélection préliminaire des stations de référence. La valeur de 25^e percentile s'avère adéquate aux conditions locales, notamment puisque la banque de données de sites référence avaient préalablement été sélectionnés selon un protocole strict et standardisé et représentait des sites non dégradés par les activités anthropiques (non-impacté).

L'étape finale consiste à vérifier si les usages définis pour chacun des plans d'eau permettent de respecter les normes de qualité de l'eau spécifiques à la vie aquatique dans l'optique de garantir et maintenir l'intégrité biologique (figure 4.3 VI). Ce faisant, la valeur

de l'indice biologique de chacune des stations échantillonnées au sein d'un même plan d'eau est reportée sur un graphique, où également les lignes horizontales faisant état des biocritères numériques attendus pour l'écorégion d'intérêt sont représentées (figure 4.5).

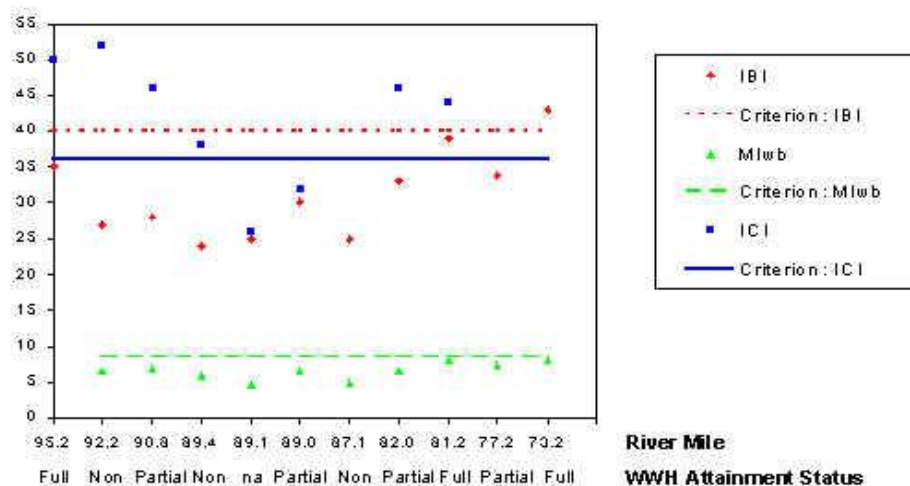


Figure 4.5 État de l'atteinte du respect des usages liés à la vie aquatique pour le WWH en fonction des indices biologiques. Tirée d'United States, 2007c, p.1.

Application des biocritères narratifs et numériques

L'État de l'Ohio vise à échantillonner, chaque année, jusqu'à 10 % des sites de référence afin de détecter tout changement dans les paramètres biologiques, chimiques et physiques qui le cas échéant, nécessitent un ajustement et/ou une re-calibration des indices biologiques et des biocritères qui en dérivent (Yoder and Rankin, 1995). Les biocritères implantés par le Ohio EPA sont employés dans l'optique 1) de renforcer les normes de qualité de l'eau de l'état, notamment suite à la validation des critères chimiques, physiques et toxicologiques, 2) d'identifier les plans d'eau altérés par des activités d'origine anthropique et cibler les différents types d'impacts et en dernier lieu, 3) d'évaluer les efforts de protection, restauration et aménagement appliqués sur les divers plans d'eau.

Les programmes au sein desquels les biocritères sont les plus massivement employés et utilisés à diverses fins sont les programmes liés aux inventaires biannuels des ressources en eau (*Biennial water resource inventory 305b report*), aux normes de qualité de l'eau et à la classification des usages liés à la vie aquatique, ainsi qu'aux permis de rejets d'eaux usées (*National Pollutant Discharge Elimination System (NPDES)*), incluant les supports liés à la mise en application et aux litiges. Encore, les programmes réfèrent aux

subventions, à l'assainissement des sources de pollution diffuses, à l'évaluation des impacts suite à des inondations, à la certification de permis concernant les rejets d'eaux usées (401 Program), à la classification des sites en vertu du *Comprehensive Environmental Respons* et du *Compensation and Liability Act* (CERCLA), ainsi qu'aux risques comparatifs (Yoder and Rankin, 1995).

Les données biologiques sont également employées par les diverses instances étatiques tels que le *Ohio Department of Natural Ressource* et le *Ohio Department of transport*. Soulignons que les biocritères implantés présentent, quelquefois, des obstacles quant à leur interprétation et leur emploi. Il est important de cibler les divergences entre les critères usuels, notamment quant à leur emploi unique en regard des usages liés à la vie aquatique et à caractère accessoire en ce qui a trait aux risques liés à la santé humaine (Yoder and Rankin, 1995).

4.1.3 État de la Virginie occidentale

Depuis 1996, le *West Virginia Watershed Management Framework* orchestre les approches de gestion de l'eau et des écosystèmes environnants. Les agences gouvernementales, groupes environnementaux, associations de riverains, institutions scolaires et citoyens sont tous interpellés. Ils sont appelés à identifier et cibler les cours d'eau susceptibles d'être altérés et ceux nécessitant des efforts de protection, restauration et aménagement (West Virginia, 2008).

Le WVDEP utilise les normes de qualité de l'eau sous la forme de trois composantes. Elles consistent à des usages désignés et existants, à des critères numériques et narratifs supportant ces usages, et à une déclaration anti-dégradation. Deux finalités sont visées quant aux normes de qualité de l'eau, d'abord établir les objectifs de qualité de l'eau, et dans un deuxième temps, établir les traitements et stratégies requis afin d'assainir les divers plans d'eau inclus dans la liste 301 (d) et l'article 306 du CWA (West Virginia, 2008).

Depuis 2004, chaque segment de plan d'eau se voit assigné à l'une des cinq catégories d'assainissement, qui sont étroitement associées à chacun des usages désignés. De fait, une série de critères numériques et de descriptions narratives sont étalés afin que chacun des plans d'eau soit en mesure d'assurer le respect de l'intégrité écologique. Les critères narratifs, de portée très large, prohibent la présence de tous rejets susceptibles

d'engendrer un impact néfaste aux paramètres chimiques, physiques, hydrologiques et biologiques des écosystèmes aquatiques (*Id.*, p.57). Nombres de critères numériques physicochimiques, notamment les métaux, coliformes fécaux, pH, nutriments, sédiments, biphényles polychlorés (BPC), caractérisent les concentrations maximales imputables, et ce, pour chaque usage désigné, afin que l'intégrité chimique et physique soit maintenue. Brièvement, trois composantes, soit la concentration maximale, la durée d'exposition et la fréquence de dépassement, peaufinent les limites associées aux normes, critères ou encore, aux avertissements liés à la santé publique (*Id.*, p.57).

Notons que cinq catégories regroupent les divers usages liés à l'eau, 1) A : consommation humaine, 2) B : protection des poissons et de la vie aquatiques, 3) C : récréation, 4) D : agriculture, faune et flore et 5) E : activités industrielles, transport et production électrique (*Id.*, p.57). La catégorie d'intérêt est celle liée à la vie aquatique, où un critère biologique supplémentaire, basé sur les communautés de macroinvertébrés benthiques, est inséré afin de peaufiner la déclaration de l'état de santé des cours d'eau.

Sélection des sites de référence

Les programmes de surveillance biologique de l'État de la Virginie occidentale reposent sur quatre modes de sélection des sites d'échantillonnages (*Id.*, p.57).

Depuis 1960, l'*Ambiant Water Quality Monitoring Network* consiste à échantillonner près de 25 stations fixes. Les données offrent des informations quant aux tendances issues des analyses, à l'assainissement général des plans d'eau, au développement des limites maximales attribuables aux divers polluants, etc.

Antérieurement, le WVDEP utilisait conjointement une approche de stratification sur la base des concepts de l'ordre de Strahler et des écorégions afin de prioriser les sites non perturbés par les activités anthropiques. Or, le défi quant à la sélection d'un site de référence répondant à la fois aux exigences liées à une dégradation minimale et à une communauté biologique comparable est de taille. En effet, la disparité des composantes environnementales au sein des diverses régions impose une attention particulière. Les incidences qu'ont les composantes issues des régions ayant que très peu de sites peu altérés par les activités humaines, ou encore, issues de celles où la majorité des sites de référence se retrouvent au sein des cours d'eau correspondant aux ordres de Strahler 1 et 2, se doivent d'être élucidées. Dans ces situations, il peut devenir nécessaire d'assouplir

les critères liés à leur sélection, spécialement, dans le second cas, en raison de la réponse linéaire positive que dessinent les perturbations anthropiques en fonction de la taille du plan d'eau (*Id.*, p.57). Désormais, les plans d'eau sont échantillonnés en fonction d'une approche par bassin versant, étalée sur 5 ans. Les sites sont sélectionnés dans l'optique de recueillir une variété de classifications, couvrant des sites de référence, dégradés, multiples, non évalués, cernés par le programme de surveillance volontaire, etc. (*Id.*, p.57).

Spécifiquement, l'approche de sélection des sites de référence *a priori*, inclut sept critères majeurs devant être respectés, permet d'identifier les sites de référence. Chacune des régions délimitées en fonction du concept des écorégions initialement traité par Omernik, (1987), s'est vue attribuée des sites potentiels. Si tous les critères sont respectés, les sites potentiels se verront attribuer le caractère de référence : 1) aucun permis NPDES assigné, 2) impacts minimaux des activités anthropiques, 3) aucune source de pollution diffuse (non-point-source (NPS)), 4) respect des critères primaires : D.O \geq 5,0 mg/L et pH entre 6,0 et 9,0 unités), 5) respect des critères secondaires : conductivité $<$ 500 μ hosm/cm et coliformes fécaux $<$ 800 colonies/100 ml), 6) aucune violation des critères de qualité de l'eau liés aux métaux, 6) indice de l'habitat \geq 130 (U.S EPA-RBP), dont \geq 11 pour les paramètres du substrat, de l'altération du cours d'eau et de la déposition de sédiments (cote sous-optimale), et \geq 6 pour la bande riveraine et la zone riparienne (cote marginale) (West Virginia, 2008). L'entité environnementale fait également appel à une approche de sélection aléatoire afin de minimiser les biais potentiels, et accentuer la comparaison entre les divers plans d'eau (West Virginia, 2007; West Virginia, 2008).

Depuis 1997, les paramètres chimiques et de l'habitat accumulés sont inclus dans des modèles multivariés. Ces derniers, estiment la probabilité de rencontrer une communauté donnée, dans un site donné. Deux cycles, effectués sur une période de 5 ans, ont permis d'amenuiser les variabilités ayant trait aux conditions climatiques extrêmes (*Id.*, p.57). Par ailleurs, un programme d'échantillonnage *Pre-Total Maximal Daily Load* (Pre-TMLD), initié par la liste 303 (d), permet d'ajouter des sites où une source de pollution est susceptible d'être identifiée. Cette méthode offre l'avantage d'amasser les données sous une variété de conditions climatiques et régimes hydrologiques du cours d'eau. Le programme Pre-TMLD met l'emphasis particulièrement sur la pollution diffuse liée à l'utilisation du territoire (*Id.*, p.57).

Approche multimétrique

Le *West Virginia Stream Condition Index* (WVSCI) découle de l'approche multimétrique et est composé de métriques permettant de maximiser la discrimination entre un écosystème dit de référence et un écosystème dégradé. La richesse taxonomique, la composition taxonomique, les groupes fonctionnels et le degré de tolérance à la pollution représentent les grandes catégories majeures de métriques calculées préalablement à la sélection des métriques discriminantes (Burton and Gerritsen, 2003).

Afin d'établir l'habileté des métriques à discriminer les stations impactées des sites de référence, un graphique de type *Boxplot* est employé. Les mêmes paramètres ayant menés à la sélection des sites de référence sont modifiés afin d'établir ceux caractérisant un site dégradé (*Id.*, p.60). Si un des critères est rencontré, le site affichera un statut dégradé. Le graphique *Boxplot* permet de représenter statistiquement la valeur médiane, minimale, maximale, le 25^e percentile et le 75^e percentile d'une population de macroinvertébrés. L'espace interquartile (IQR), distance entre le 25^e percentile et le 75^e percentile, estime la variabilité des valeurs pour chaque sous-groupe. Ainsi, lorsqu'aucun emboîtement substantiel des boîtes n'est constaté, la métrique est retenue puisqu'elle discrimine les sites impactés des sites non dégradés (figure 4.6).

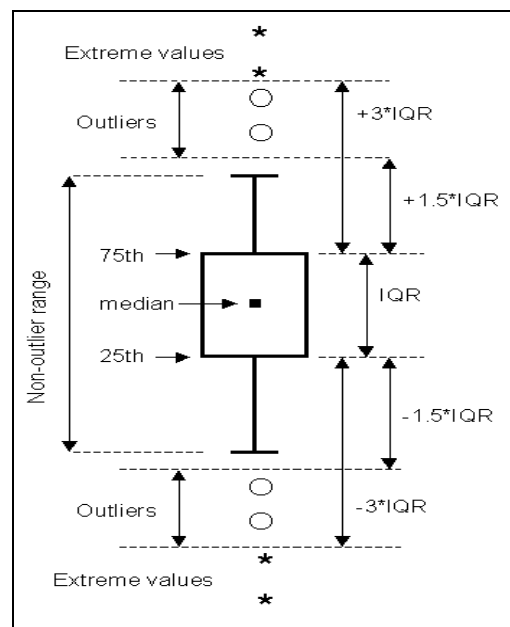


Figure 4.6 Graphique de type *Boxplot* employé afin de sélectionner les métriques, discriminant les sites de référence des sites dégradés. Tirée de United States, 2000, Appendix E.

Afin de quantifier et comparer l'habileté des diverses métriques retenues, un coefficient de discrimination (DE) est instauré. Le 25^e percentile est employé pour les variables diminuant avec une augmentation des agents stressants dans le milieu, tandis que le 75^e percentile est employé pour celle augmentant en fonction de la dégradation du milieu (*Id.*, p.60).

$$DE : 100 * a/b$$

Où

a : le nombre de stations dégradées retrouvées sous le 25^e percentile de l'ensemble des sites de référence

b : le nombre total de sites dégradés

Un coefficient de discrimination maximal, une diversité de catégories reflétant les divers aspects de la communauté de macroinvertébrés et une redondance minimale de la signification des métriques, représentent les trois facteurs clés à la sélection des variables biologiques composant l'indice multimétrique. La calibration des métriques diminuant en fonction du gradient environnemental est effectuée en assignant la valeur du 95^e percentile au score maximal (100). L'emploi du 95^e percentile réduit les effets inhabituels des valeurs extrêmes situées à l'extérieur des balises. À l'opposé, les variables augmentant suite à une accentuation des agents stressants dans le milieu sont calibrés en assignant le 5^e percentile au score minimal (0). L'emploi du 5^e percentile découle des mêmes motifs ayant dirigé à la sélection du 95^e percentile (*Id.*, p.60). Respectivement, les fonctions suivantes sont employées pour la calibration des métriques diminuant et augmentant en fonction du gradient environnemental.

Le score attribué à chacune des métriques est par la suite additionné, et converti sur une échelle variant de 0 à 100, où la valeur maximale représente les conditions retrouvées au sein d'une communauté biologique dite en santé. Les valeurs intermédiaires à 0 et 95^e percentile pour les variables diminuant, et le 5^e percentile et 100 pour les variables augmentant en fonction du gradient environnemental se voit attribuer des cotes proportionnelles à l'échelle de l'indice multimétrique variant de 0 à 100 (équations a et b) (*Id.*, p.60).

$$a) \text{ score} = \left(\frac{x}{x_{95} - x_{\min}} \right) \times 100$$

$$b) \text{ score} = \left(\frac{x_{\max} - x}{x_{\max} - x_5} \right) \times 100$$

où :

x : valeur de la métrique

x_{\min} : valeur minimale de la métrique, 0

x_{\max} : valeur maximale de la métrique, habituellement 100

x_5 : la valeur du 5^e percentile

x_{95} : la valeur du 95^e percentile

La standardisation des métriques en un score unique, variant sur une échelle de 0 à 100, est préalable au développement du *West Virginia Stream Condition Index* (tableau 4.3).

Tableau 4.3 Calibration des métriques composant le *West Virginia Stream Condition Index*. Tiré de Burton and Gerritsen, 2003, p. 75.

Métriques	Valeurs de références		Formules de standardisation
Métriques diminuant en fonction du stress	X_{95}	X_{\min}	$100 * (X / X_{95})$
Taxons total	22	0	$100 * (x/21)$
Taxons EPT	11	0	$100 * (x/13)$
% E	61,3	0	$100 * (x/61,3)$
% P et T sans les Hydropsychidae	35,6	0	$100 * (x/35,6)$
% <i>Scrapers</i>	51,6	0	$100 * (x/51,6)$
Métriques augmentant en fonction du stress	X_5	X_{\max}	$100 * [(100-X)/100 - X_5]$
% chironomides	0,98	100	$100 * [(100-X)/100 - 0,98]$
% 2 taxons dominants	36,0	100	$100 * [(100-X)/100 - 36,0]$
HBI (famille)	2,9	10	$100 * [(100-X)/100 - 2,9]$
La note totale de l'indice multimétrique WVSCI est déterminée par la sommation de la moyenne des huit métriques standardisées.			

Cinq grandes catégories reflétant la qualité de l'eau se sont avérées significativement valides, notamment en raison de la faible variété des scores obtenus auprès des sites de référence lors de l'élaboration du WVSCI.

D'emblée, les stations fortement comparables aux sites de référence correspondent aux sites ayant un score supérieur au 25^e percentile des sites de référence (WVSCI 78-100). Ensuite, les sites comparables aux sites de référence sont attribués en fonction des scores supérieurs au 5^e percentile et inférieurs au 25^e percentile des sites de référence (WVSCI 68-78). Les scores inférieurs au 5^e percentile des sites de référence, se voient de

plus en plus différents des caractéristiques retrouvées au sein des sites dits en bonne santé (WVSCI 0-68) (figure 4.7) (United States, 2000).

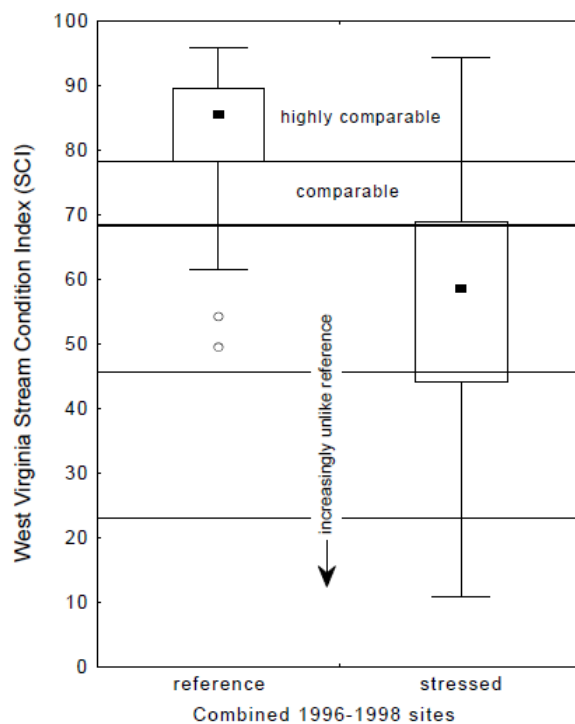


Figure 4.7 Méthodologie permettant la stratification du *West Virginia Stream Condition Index*. Tirée d'United States, 2000, p.23.

Les critères biologiques développés par l'État de la Virginie occidentale font référence au score total de l'indice multimétrique et de fait, lorsque l'indice est $> 68,0$ (25^e percentile des sites de référence) l'écosystème est considéré comme non altéré (United States, 2000).

L'étude de Burton and Gerritsen (2003) a ensuite permis de déterminer la précision de 7,4 unités du WVSCI, et par conséquent, d'établir l'étendue de la zone grise. Plusieurs facteurs telles que les variables du micro-habitat et des sous échantillonnages peuvent avoir une influence notable sur l'interprétation qui découle de l'indice. Les valeurs présentes dans la zone grise peuvent alors témoigner de la transition des communautés benthiques, soit vers une dégradation ou une récupération (*Id.*, p.60).

La distribution des percentiles de l'indice WVSCI à titre de paramètres de sélection des seuils entre les différentes classes de qualité de l'eau est présentée à la figure 4.8.

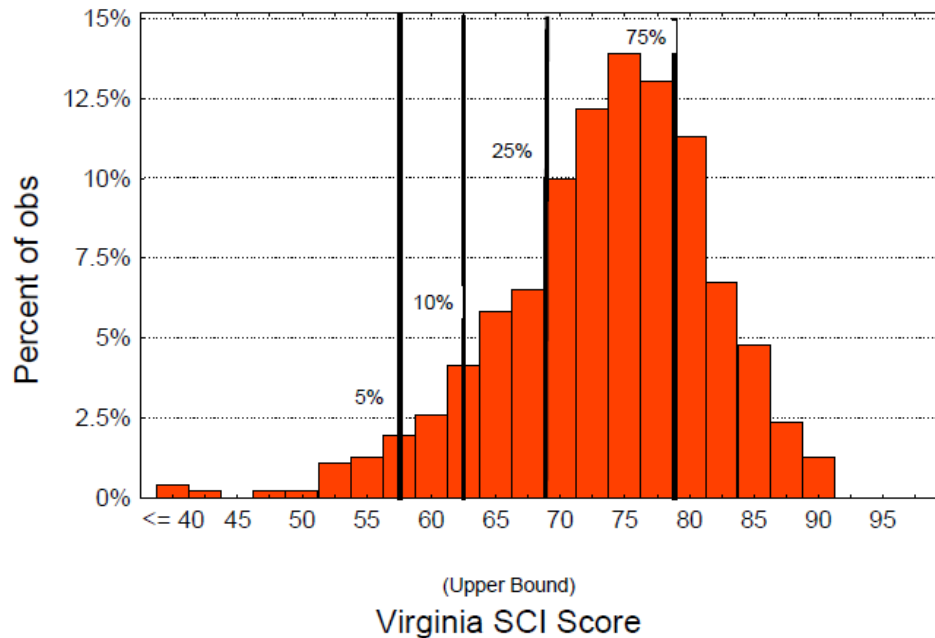


Figure 4.8 Distribution des percentiles du *West Virginia Stream Condition Index*. Tirée de Burton and Gerritsen, 2003, p.77.

Selon les données amassées dans l'étude de Burton and Gerritsen (2003), le 25^e percentile des sites de référence présente la fourchette où la majorité des sites apparaît. Or, la sélection du 25^e percentile pourrait exclure plusieurs sites non dégradés, soit les sites inférieurs au 25^e percentile. À l'opposé, des sites dégradés pourraient être maintenus suite à la sélection du 5^e percentile, notamment en raison des faibles indices multimétriques calculés (figure 4.8).

Il a donc été recommandé d'employer le 10^e percentile à titre de limite inférieure lors de l'identification des zones impactées (figure 4.9). Ainsi, lorsque la valeur est inférieure à 60,6 (10^e percentile des sites de référence), la station d'intérêt est considérée impactée (*Id.*, p.60). Cette dernière sera ultérieurement inscrite à la liste 303 (d), où une *Total Maximal Daily Load* (TMLD) sera instauré.

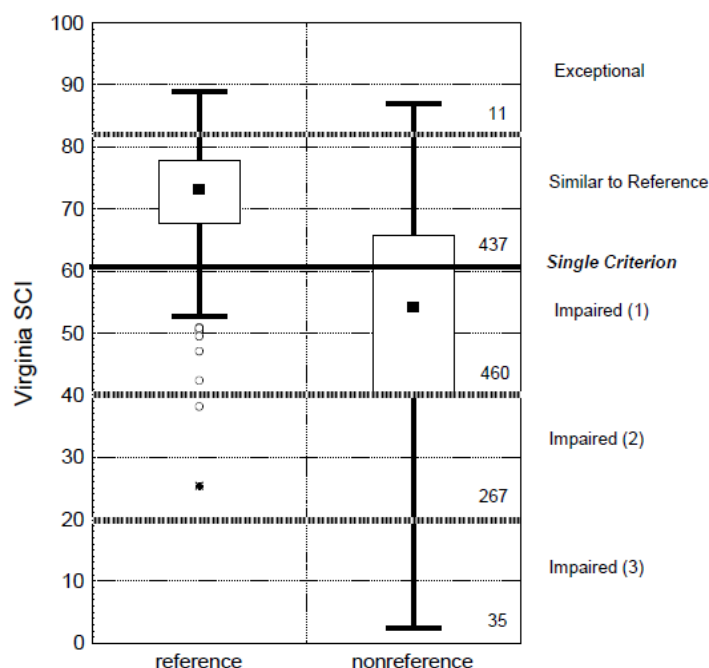


Figure 4.9 Méthodologie permettant la délimitation de la limite inférieure du biocritère numérique du *West Virginia Stream Condition Index*. Tirée de Burton and Gerritsen, 2003, p. 80.

Application des biocritères narratifs et numériques

Le classement des plans d'eau est fonction du respect des critères numériques et vise à assigner les outils de gestion liés à la ressource eau. Si tous les usages sont pleinement supportés et respectent les critères narratifs et numériques, le plan d'eau est désigné non dégradé et inséré dans la catégorie maximale (catégorie 1). Survient ensuite en ordre croissant les catégories 2 à 5, correspondant respectivement à une dégradation croissante du plan d'eau, et de fait, au non respect de l'intégrité écologique (tableau 4.4).

Tableau 4.4 Classement des plans d'eau en fonction du *West Virginia Stream Condition Index* et des critères numériques et narratifs. Tiré de West Virginia, 2008, p.43.

Usages liés à la vie aquatique			
Catégories	État du plan d'eau	WVSCI	Respect des critères
Catégorie 1	Supporte pleinement tous les usages.	$\geq 68,0$	Respect des critères aigus et létaux.
Catégorie 2	Supporte pleinement quelques usages. Données insuffisantes ou aucune donnée pour les autres usages.	$> 60,6$ et $< 68,0$ (zone grise)	Respect des critères pour les données amassées. Manque de données.

Usages liés à la vie aquatique			
Catégories	État du plan d'eau	WVSCI	Respect des critères
Catégorie 3	Données insuffisantes ou aucune donnée pour tous les usages.	> 60,6 et < 68,0 (zone grise)	Manque de données.
Catégorie 4	Plan d'eau dégradé ou menacé ne nécessitant pas une TMLD.	≤ 60,6	Non respect des critères. Aucune TMLD.
4a	TMLD approuvé, mais dont les standards ne sont toujours pas respectés.		
4b	Autres mécanismes de contrôle en place permettant de rencontrer l'usage désigné du plan d'eau.		
4c	Source de la dégradation n'est pas liée à un polluant.		
Catégorie 5	Plan d'eau dégradé nécessitant une TMLD.	≤ 60,6	Non respect des critères. TMLD requise.

Un plan d'eau est alors considéré impacté s'il y a violation des normes numériques et narratives de qualité de l'eau, ou lorsque les usages désignés ne peuvent être pleinement atteints (catégorie 5). Le cas échéant, le rétablissement du plan d'eau est visé (West Virginia, 2008). L'inscription à la liste 303 (d) enclenche le développement d'une limite *Total Maximal Daily Load*. Soulignons que le permis NPDES permet d'établir la limite TMLD que l'affluent est en mesure d'accepter sans toutefois excéder les critères relatifs au plan d'eau. Ces limites concernent à la fois les sources de pollution diffuses et ponctuelles. Le programme de permis NPDES régularise les émissions de polluants dans l'eau, tandis que le programme TMLD assure l'identification et la réduction des sources primaires de dégradation des plans d'eau.

4.2 Europe

L'Union européenne articule ses actions de prévention et de protection des systèmes aquatiques sous la considération d'un cadre communautaire. Sur le plan écologique, la *Directive cadre européenne sur l'eau* vise à jouer un « rôle stratégique et fondateur en politique de l'eau » (France, 2009c). Dans la même foulée, les États membres visent à dresser un tableau cohérent et complet de « l'état écologique, l'état chimique et du potentiel écologique » (Europe, 2000). L'état écologique se réfère à « l'expression de la qualité de la structure et du fonctionnement des écosystèmes aquatiques associés aux eaux de surface » (Europe, 2000).

Afin de cerner les actions prioritaires de restauration, la Directive se traduit par des outils opérationnels, allant de méthodologies basées sur la typologie des plans d'eau à des modèles de pressions/impacts appliqués aux indicateurs biologiques (Wasson et al., 2005). Les fondements réglementaires de la *Loi sur l'eau et les milieux aquatiques* viennent appuyer la Directive et visent le développement d'outils permettant d'atteindre les objectifs convoités (Flammarion, 2008).

Spécifiquement, les États membres s'obligent à atteindre, d'ici 2015, le « bon état écologique » des cours d'eau naturels. Cet état est défini comme un écart léger à une situation de référence (Europe, 2000). Les objectifs environnementaux convoités se réfèrent à la « structure et au fonctionnement des écosystèmes aquatiques » évalués par quatre types de bioindicateurs, soit les invertébrés, les poissons, les diatomées et les macrophytes (Europe, 2000). Essentiellement, la classification de la qualité des cours d'eau repose sur trois grands groupes de paramètres, soit biologiques, hydromorphologiques et physicochimiques (Pollard and Huxham, 1998) (figure 4.10).

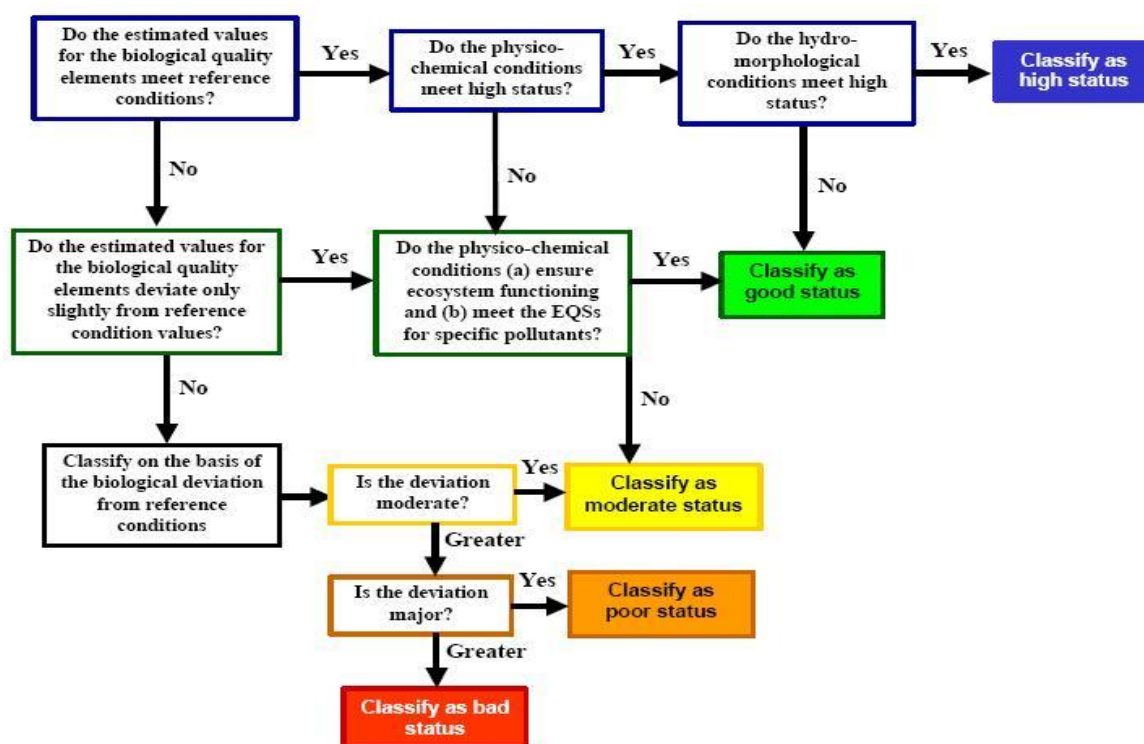


Figure 4.10 Établissement des états écologiques en fonction des paramètres biologiques, hydromorphologiques, chimiques et physicochimiques exigés par la DCE. Tirée d'Europe, 2003b, p.9.

L'un des aspects innovateurs réside à l'inclusion de divers groupes indicateurs du changement écologique qui survient dans l'écosystème aquatique, notamment dans les sites où l'agent stressant majeur est inconnu (Johnson et al., 2006). Par exemple, si la perturbation première découle d'un enrichissement en nutriments dans le cours d'eau, ou encore d'une pollution d'origine organique, il apparaît que les macroinvertébrés, les poissons, les diatomées et les macrophytes peuvent être employés afin de détecter l'agent stressant. Or, les taux et les trajectoires des changements écologiques peuvent varier en regard des espèces prisées. À l'opposé, lorsque que l'agent stressant principal est lié à une altération de l'habitat ou de l'hydromorphologie, les poissons et les macroinvertébrés représentent les indicateurs biologiques à prioriser (Springe et al., 2006).

Modalité de la Directive quant à l'évaluation de la santé des cours d'eau

La mise en application de la Directive au plan européen implique la délimitation des unités élémentaires vouées à l'évaluation des plans d'eau. L'identification des systèmes aquatiques conçoit une approche par bassin et district hydrographiques.

Les unités élémentaires sont d'abord assignées à l'une des catégories de cours d'eau qui suit : cours d'eau, plan d'eau, eau côtière, eau de transition et eau souterraine (figure 4.11). Chaque catégorie d'eau de surface est ensuite assignée à un type en fonction du concept de la typologie des cours d'eau (Europe, 2000).

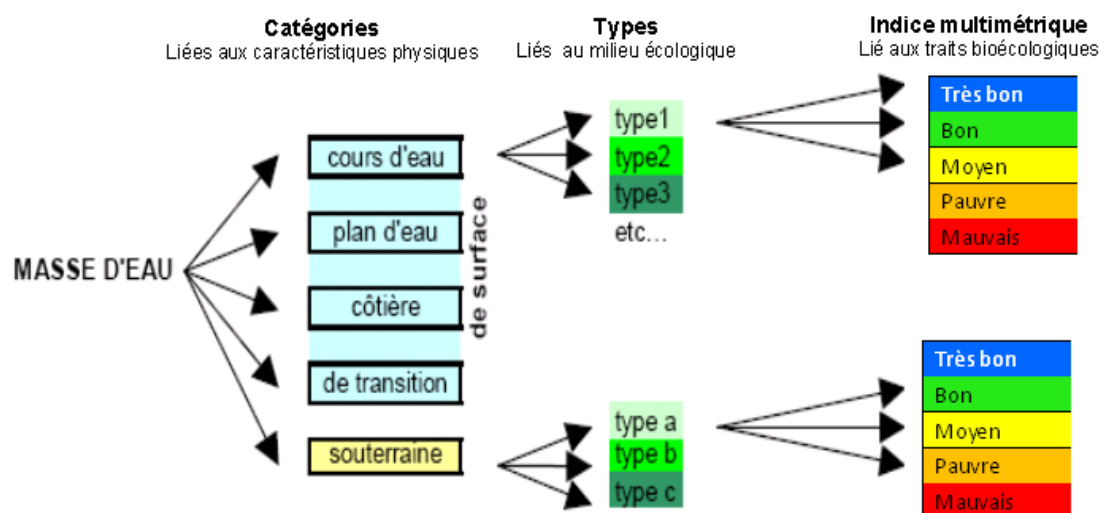


Figure 4.11 Processus de classification d'une masse d'eau en regard de la DCE. Modifiée de Putot, 2006, p.4.

Deux systèmes de classification sont mis à la disposition des États membres afin d'établir une typologie des masses d'eau courantes superficielles (AQEM, 2002). Le système A, approche fixe, répond à une classification de type *a priori*. Les masses d'eau de surface sont d'abord réparties en écorégions conformément aux zones géographiques délimitées.

L'identification des districts hydrographiques est établie sous la base des travaux d'Illies (1978). La démarche, basée sur une approche descendante, repose sur une classification des facteurs de contrôle globaux, soit les déterminants primaires universels de l'écologie des cours d'eau (Chandesris et al., 2006). Ensuite, ces déterminants primaires, soit la géologie, le climat et le relief, sont évalués en fonction de l'enchaînement hiérarchique des facteurs clés retrouvés au sein des échelles locale, du tronçon et régionale (Chandesris et al., 2006).

Les facteurs clés à l'échelle locale représentent l'habitat physique (ex. : substrat), le climat aquatique (ex. : gaz dissous) et les ressources trophiques (ex. : producteurs primaires) (Chandesris et al., 2006). À l'échelle du tronçon, la biodiversité et la productivité des communautés biologiques répondent aux facteurs du régime hydrosédimentologique et hydrogéomorphologique. À l'échelle régionale, les déterminants primaires géophysiques et climatiques permettent de délimiter les hydroécorégions (Chandesris et al., 2006).

Spécifiquement, la typologie des cours d'eau du système A est décrétée par les paramètres d'intérêts généraux, soit la géologie, l'altitude et l'aire de drainage du bassin versant (tableau 4.5). Le système A, très cadré, implique des conditions d'ordre général du paysage (AQEM, 2002). D'emblée, le système A sert de base, en affichant des variables standardisées, pour une comparaison ultérieure entre États membres (AQEM, 2002). Or, il appert que les États membres sont généralement portés vers le système B en raison du manque de réalisme écologique du système A (Putot, 2006).

Tableau 4.5 Système A de la typologie des cours d'eau dérivée de la DCE. Tiré d' AQEM, 2002, p.16.

Écorégion X	
Typologie fixe Système A	Descripteurs
Types de paramètres	<p>Altitude Haute > 800 m Moyenne 200 à 800 m Faible < 200 m</p> <p>Aire de drainage Petite 10-100km² Moyenne > 100 à 1000 km² Grande > 1000 à 10000 km² Très grande > 10000 km²</p> <p>Géologie Calcaire Silice Organique</p>

Encore, la typologie des cours d'eau peut répondre à un système ouvert, le système B. Cette classification alternative emploie les paramètres de la classification préliminaire fixe du système A, tout en ajoutant des paramètres obligatoires et facultatifs à l'analyse (AQEM, 2002).

Cinq paramètres obligatoires, soit les trois paramètres du système A additionnés à la latitude et à la longitude, et 15 paramètres facultatifs, référant à des caractéristiques précises de la géomorphologie, de l'hydrologie et de la chimie des eaux caractérisent le système B (AQEM, 2002) (tableau 4.6). Ces facteurs déterminent les caractéristiques de la rivière et, de fait, la structure et la composition de la communauté biologique (Europe, 2000). L'approche B, plus flexible, laisse une certaine latitude quant aux choix de paramètres et, pour cette raison, est davantage employée que sa consœur par les États membres (AQEM, 2002; Putot, 2006).

Tableau 4.6 Système B de la typologie des cours d'eau dérivée de la DCE. Tiré d'AQEM, 2002, p.17.

Caractérisation alternative Système B	Paramètres physiques et chimiques
Paramètres obligatoires	Altitude Aire de drainage Géologie Latitude Longitude

Caractérisation alternative Système B	Paramètres physiques et chimiques
Paramètres facultatifs	Distance depuis la source Énergie du flux Profondeur moyenne Largeur moyenne Pente moyenne Forme du lit principal Catégorie de débit Transport de solide Forme de la vallée Capacité de neutralisation de l'acide Composition moyenne du substrat Chlorure Limite des températures de l'air Température moyenne de l'air Précipitations

L'identification des altérations générales quant à la biocénose implique l'établissement des conditions de référence des communautés d'invertébrés. Les conditions de référence correspondant à chacun des types de plan d'eau peuvent être évaluées sur la base de critères spatiaux, ou encore, fondées sur des modèles prédictibles, soit l'approche *a posteriori* (Europe, 2000).

Afin d'entériner la comparabilité des approches de contrôle de l'état écologique des masses d'eau, les États membres doivent exprimer les résultats sous la forme d'un ratio de qualité écologique (EQR) (Europe, 2000). Ces ratios représentent des valeurs numériques, variant de 0 à 1, 1 étant la classe de qualité supérieure, soit le « très bon état écologique ». Le ratio est obtenu suite au calcul de « la relation entre les valeurs des paramètres biologiques observées pour une masse d'eau de surface donnée et les valeurs de ces paramètres dans les conditions de référence applicables à cette masse » (Europe, 2000).

Ensuite, la Directive vise à répartir les ratios de qualité écologique calculés pour chacune des catégories d'eau en cinq classes d'états écologiques. Explicitement, la définition normative de chaque classe écologique couvre la composition, l'abondance et la diversité de taxons invertébrés, additionnée au ratio entre les taxons sensibles et résistants aux perturbations du milieu (tableau 4.7). Un état écologique référant à une déviation majeure ou sévère de la condition de référence est attribué à la classe mauvaise ou pauvre. Ce faisant, l'état ne rencontre pas les exigences de la Directive (AQEM, 2002).

Tableau 4.7 Définitions normatives des états écologiques « très bon », « bon » et « moyen » de la DCE. Modifié d'Europe, 2003a, p.13.

États écologiques	Faune benthique invertébrée
Très bon	<ul style="list-style-type: none"> - La composition et l'abondance taxonomiques correspondent totalement ou presque totalement aux conditions non perturbées. - Le ratio des taxa sensibles aux perturbations par rapport aux taxa insensibles n'indique aucune détérioration par rapport aux niveaux non perturbés. - Le niveau de diversité des taxa d'invertébrés n'indique aucune détérioration par rapport aux niveaux non perturbés.
Bon	<ul style="list-style-type: none"> - Légères modifications dans la composition et l'abondance des taxa d'invertébrés par rapport aux communautés caractéristiques. - Le ratio des taxa sensibles aux perturbations par rapport aux taxa insensibles indique une légère détérioration par rapport aux niveaux non perturbés. - Le niveau de diversité des taxa d'invertébrés indique de légères détériorations par rapport aux niveaux non perturbés.
Moyen	<ul style="list-style-type: none"> - La composition et l'abondance des taxa d'invertébrés diffèrent modérément de celles des communautés caractéristiques. - D'importants groupes taxinomiques de la communauté caractéristique font défaut. - Le ratio des taxa sensibles aux perturbations par rapport aux taxa insensibles et le niveau de diversité des taxa d'invertébrés sont sensiblement inférieurs au niveau caractéristique et nettement inférieurs à ceux du bon état.

Harmonisation des approches de surveillance biologique

La commission européenne ainsi que les États membres s'entendent sur la nécessité de développer un programme de coopération, particulièrement en raison des difficultés techniques relevées quant au respect des objectifs de la DCE. Certes, l'absence d'harmonisation entre les approches de surveillance biologique européenne pourrait conduire à un sévère déséquilibre, notamment quant à l'allocation des ressources économiques (Buffagni et al., 2007). Ce programme se présente sous le nom du Commun Implementation Strategy (CIS) (Buffagni et al., 2007).

L'harmonisation des approches européenne de surveillance biologique nécessite des barèmes comparables quant aux degrés de l'état de santé écologique invoqués par la DCE. La calibration incite alors une évaluation des plans d'eau où des critères structuraux et fonctionnels à large spectre d'application sont intégrés (Buffagni et al., 2007).

Sous cette évidence, les projets de recherche AQEM (*The Development and Testing of an Integrated Assessment System for the Ecological Quality of Streams and Rivers throughout Europe using Benthic Macroinvertebrates*) (Hering et al., 2003), STAR (*Standardisation of River Classifications: Framework method for calibrating different biological survey results against ecological quality classifications to be developed for the Water Framework Directive*) (Furse et al., 2006) et REBECCA (*Relationships between ecological and chemical status of surface waters*) (Rekolainen and Boorman, 2004), figurent parmi les approches rigoureuses de standardisation, de normalisation et d'évaluation retrouvées à l'échelle paneuropéenne, apportant un appui scientifique à la mise en oeuvre de la Directive (Buffagni et al., 2007).

4.2.1 Approche internationale (AQEM)

Le projet AQEM supporte l'exécution de la *Directive cadre européenne sur l'eau* à l'échelle européenne en fournissant un système d'évaluation de la qualité écologique des masses d'eau basé sur les macroinvertébrés benthiques. À la lumière des connaissances actuelles, le projet AQEM chapeaute l'intercalibration de huit pays membres de l'Union européenne et couvre 29 types distincts de plans d'eau.

L'objectif premier du projet AQEM consiste à évaluer les approches de surveillance implantées à l'échelle européenne afin de remplacer la classification de type *a priori* par une classification de type *a posteriori*, classification moins biaisée. Toutefois, la sélection *a priori* persiste en regard de certaines métriques. D'emblée, elle sert à ratifier la couverture complète de la gamme de dégradation existante (AQEM, 2002).

Bien que la commission vise l'implantation d'une approche commune, partagée à travers l'ensemble des pays participants, il apparaît évident que cette tâche devient impossible en raison de la disparité des composantes environnementales et socio-économiques européennes (Buffagni et al., 2007). À large échelle d'intercalibration, la comparaison directe des valeurs de classification est impossible en raison des variabilités naturelles et faunistiques. En dépit d'une sélection spécifique, tel que le type de plan d'eau, les communautés de macroinvertébrés peuvent différer en raison du contexte biogéographique. Dans la mesure où des adaptations locales et régionales seront nécessaires, notamment en raison des variabilités naturelles, l'emploi simultané d'approches distinctes sera requis pour l'assainissement écologique des milieux aquatiques (Buffagni et al., 2007).

Modalité du projet AQEM

Initialement, la sélection *a priori* des conditions de référence inclut des critères stricts quant aux types de masses d'eau et de dégradation (Buffagni et al., 2007). Spécifiquement, les conditions de référence doivent remplir une série de critères couvrant l'utilisation du territoire, l'habitat riverain, la zone riparienne ainsi que les conditions hydrologiques, chimiques, physiques et biologiques (AQEM, 2002). Pour ce faire, chaque partenaire sélectionne et développe un protocole d'évaluation, incluant la saison de l'échantillonnage, le type d'écoulement préconisé (plats courants versus seuils) et les paramètres chimiques, physiques et biologiques prisés (AQEM, 2002).

Subséquentement, une analyse multivariée à l'aide d'une méthode standardisée, soit une ordination et classification, peaufine la sélection des conditions de référence (AQEM, 2002). Également, des analyses régionales peuvent s'avérer nécessaires afin de tenir compte des perturbations environnementales spécifiques. Chaque type de plan d'eau est alors évalué séparément et regroupé, éventuellement, en fonction de la similitude du stress, de l'écorégion, de la taille du plan d'eau, de l'altitude, de la géologie et de la résolution taxonomique employée (AQEM, 2002). Des indices normalisés de la structure de l'habitat, afin d'évaluer la dégradation de la morphologie, sont employés afin d'acquiescer la similarité des approches entre les pays européens. Toutefois, les analyses chimiques servent de base quant à la classification de l'acidification des plans d'eau.

Dans la majorité des cas, l'approche multimétrique est retenue pour l'évaluation de l'intégrité écosystémique des plans d'eau. Dès lors, différentes métriques sont allouées en fonction de la typologie des plans d'eau et du type de perturbation, et combinées, par la suite, en un indice multimétrique. Préférentiellement, les mêmes métriques ou groupe de métriques sont priorisés au sein de chaque type de perturbation principal, soit la dégradation morphologique, la pollution organique et l'acidification (Europe, 2003b) (figure 4.12).

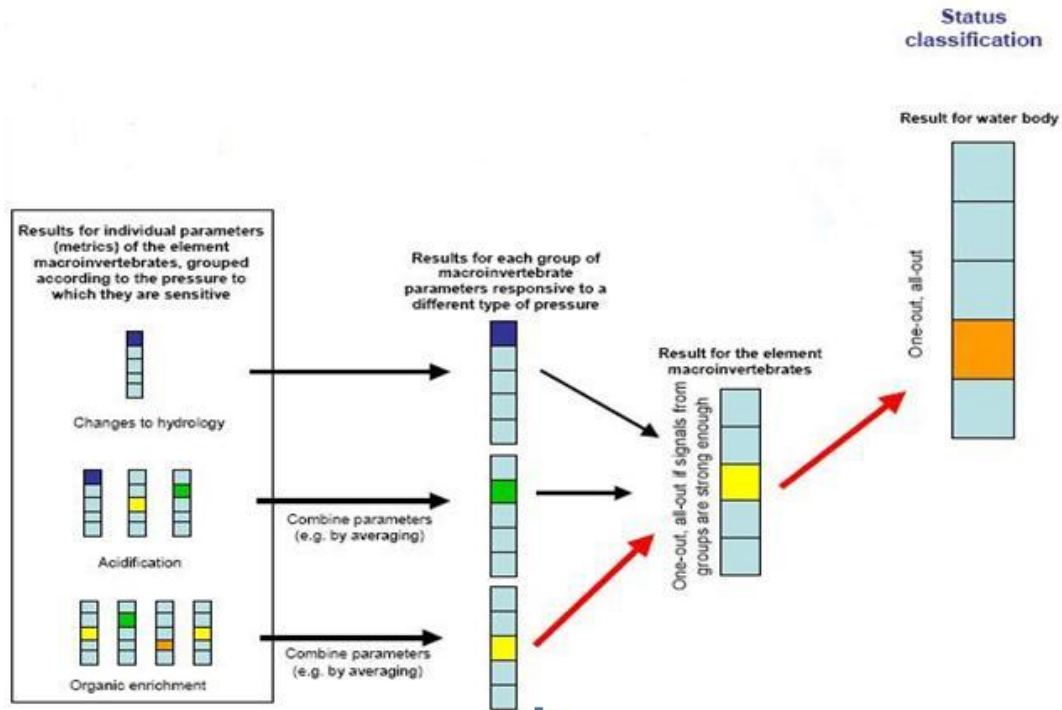


Figure 4.12 Exemple de la combinaison de métriques issues des trois grands groupes de perturbation en un indice biologique multimétrique. Tirée d'Europe, 2003b, p.16.

Les communautés benthiques sur l'ensemble du territoire européen sont affectées par différentes natures de stress, notamment la pollution organique, l'eutrophisation, l'acidification, les substances toxiques, la dégradation de l'habitat et l'utilisation du territoire (AQEM, 2002). L'approche par type de stress spécifique prend ainsi son essor et vise à la sélection de l'impact majeur dans chacun des plans d'eau. Par exemple, la pollution d'origine organique et inorganique domine dans les pays sud-ouest, tandis que les facteurs limitants la santé biologique des régions centrales repose sur la dégradation de l'habitat physique, et l'acidification revient aux régions des hautes altitudes (AQEM, 2002).

Des corrélations statistiques où les coefficients p et r^2 représentent les principaux critères de sélection pour les métriques discriminantes en regard du gradient de dégradation du cours d'eau, ainsi que l'exclusion des métriques corrélées s'imposent (AQEM, 2002). Le choix de ces coefficients s'arrête en raison du fait que les variables et indices sélectionnés se doivent d'être sensibles aux différents niveaux de perturbations anthropiques, d'être représentatifs de la communauté étudiée, d'avoir une faible variabilité annuelle, mais une

forte réponse aux différents stress et, en dernier lieu, d'être mesurables tout en respectant l'intégrité de l'environnement (Barbour et al, 1999). Un indice multimétrique basé sur l'EPA *Rapid Bioassessment Protocol*, approche des États-Unis, découle de la sélection des métriques adéquates.

Approche multimétrique

La valeur des métriques diffère en regard de l'échelle intrinsèque. Alors que certaines métriques sont exprimées par des pourcentages, d'autres prennent la forme de valeurs réelles, ou encore, de valeurs dimensionnelles. Une standardisation préliminaire à l'intégration des variables biologiques au sein de l'indice multimétrique s'avère essentielle. Ce faisant, chacune des métriques se voit attribuer un score variant de 0 à 5 en fonction des conditions de référence correspondantes (figure 4.13). Dans la mesure du possible, le système de notation répond explicitement à celui employé lors de l'établissement ultérieur des classes de qualité écologique. De fait, le «très bon état», soit la classe de qualité spécifique supérieure, répond au score de 5, et le «mauvais état» à la valeur minimale 1 (AQEM, 2002).

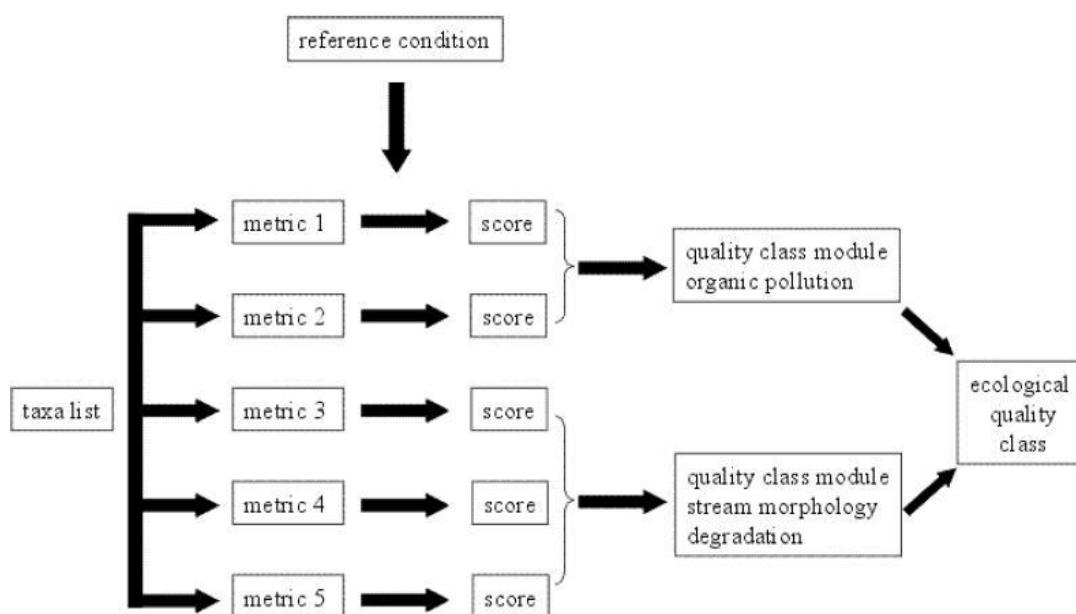


Figure 4.13 Établissement préalable d'un score standardisé pour les métriques composant l'indice multimétrique. Tirée d'AQEM, 2002, p. 59.

Subséquentement, chaque partenaire du projet AQEM établit les frontières des cinq classes de l'état écologique en dérivant les classes de qualité spécifique établie en fonction du

type de dégradation dominant. Plusieurs méthodes permettant de dériver les données biologiques en des classes de qualité coexistent, notamment les graphiques de types *box plot* et *whisker box*. Par exemple, l'une des méthodes consiste à employer les 25^e et 75^e percentiles afin de diviser les sites de référence en trois catégories. La classe 5 représente le 25^e percentile des sites de référence, la classe 3 est celle retrouvée entre le 25^e percentile et la valeur minimale et la classe 1 représente les sites sous la valeur minimale (AQEM, 2002).

Afin de parfaire la calibration, l'étape ultime du projet consiste à la validation des classes de l'état écologique établies par le consortium AQEM, assurant une compatibilité entre les différentes classes issues des différents pays.

Exemple de l'Autriche

L'étape première consiste à confirmer que les données du projet AQEM supportent la typologie des cours d'eau employée au sein de l'écorégion d'intérêt. La similarité des assemblages biologiques à l'intérieur de l'écorégion doit être assez importante afin de discriminer entre deux écorégions, et ce, indépendamment du statut de dégradation.

Le calcul de l'indice multimétrique est ensuite entamé afin d'attribuer les classes de qualité écologique. Le calcul des métriques résulte initialement d'une classification *a priori* des plans d'eau sous la base de la dégradation hydromorphologique, de la pollution organique et du type de dégradation dominant au sein de l'hydroécorégion. Afin d'établir l'état de santé préliminaire des cours d'eau, la classification *a priori* appose une cote variant de 1 (site de référence) à 5 (mauvaise condition probable) (Sandin et al., 2001).

Sous la base de la procédure décrite par l'USEPA, l'indice multimétrique est développé avec les métriques soulevant une discrimination significative entre les diverses classes adjacentes de qualité écologique. Le pouvoir discriminatoire des métriques prises, soit les 25^e et 75^e percentiles, s'avère adéquat en raison de l'absence de chevauchement entre les espaces interquartiles des classes 2 à 5, soit les classes référant au statut écologique bon à mauvais. Ce constat soulève une marge d'erreur inférieure à 25 % (Sandin et al., 2001). Également, le fait qu'il n'y est pas de différence significative entre les classes 1 et 2 supporte les objectifs de la Directive où un changement infime de la condition taxonomique entre ces deux classes est admissible (figure 4.14).

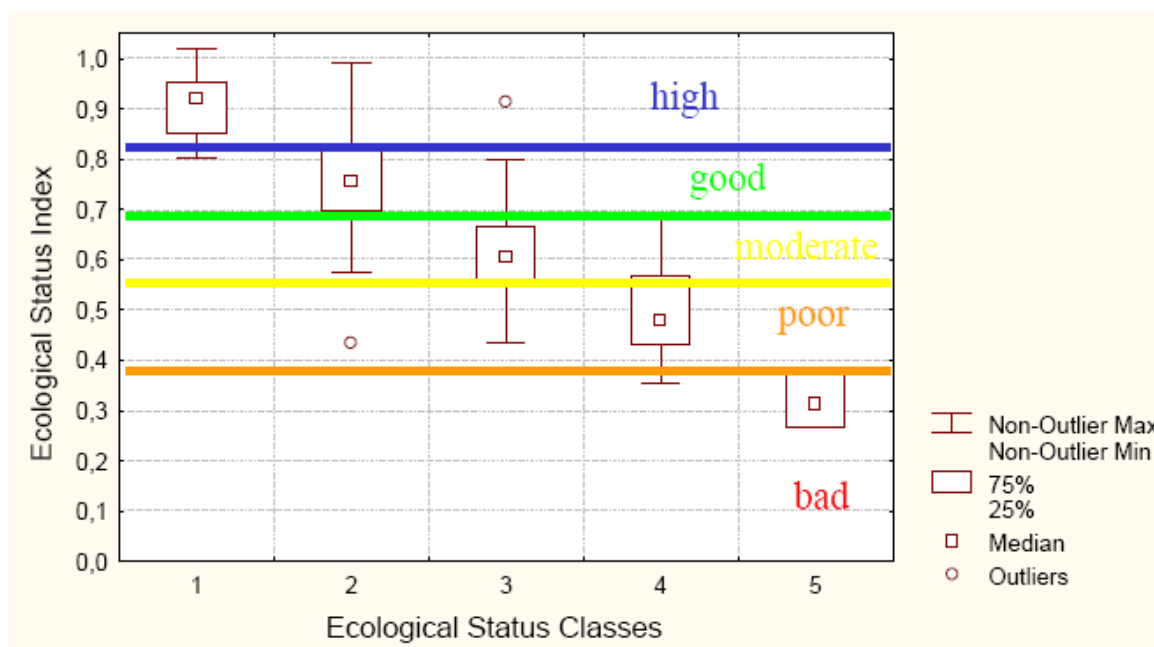


Figure 4.14 Classes de qualité écologique développée en regard de la *Directive cadre européenne sur l'eau*. Tirée de Sandin et al., 2001, p.31.

L'indice multimétrique développé permet d'évaluer la dégradation de l'habitat dans les plans d'eau de l'hydroécotémoins. Toutefois, le système saprobique, caractérisé par des classes de qualité fixes, et ce, indépendamment du type de plan d'eau, est encore employé sur le territoire autrichien. Ce dernier s'avère imputable à l'évaluation de la pollution d'origine organique. En raison des exigences de la Directive, où une comparaison avec des conditions de référence similaires est obligatoire, l'établissement de conditions saprobiques spécifiques associées étroitement aux classes de qualité écologique ont dû être développées (Sandin et al., 2001). En effet, le système saprobique n'est pas applicable en ce qui a trait à une aire géographique importante et aux divers types d'impacts, où souvent, l'origine exacte de la pollution organique ne peut être démontrée (Bonada et al., 2006). De fait, l'indice saprobique, tel que développé, ne répond pas à la législation environnementale assujettie et doit être peaufiné par l'intégration de classe de qualité (Sandin et al., 2001).

4.2.2 France

L'Institut de recherche finalisée de référence pour la gestion durable des eaux et des territoires (CEMAGREF) a pour mandat premier l'établissement d'un cadre concret de gestion durable des eaux et des territoires (France, 2009b). La mise en œuvre de la DCE

impose l'établissement de « modèle pression/impact, l'évaluation de la variabilité interannuelle naturelle et l'identification des bioindicateurs et indicateurs de l'état physiques des milieux aquatiques » (France, 2009b).

Deux types de réseaux, contrôle de la surveillance et contrôle opérationnel, sont actuellement en cours sur le territoire de la France. Le premier vise l'échantillonnage, s'étalant sur six années, de près de 1500 sites. Le second, destiné aux masses d'eau « identifiées comme risquant de ne pas atteindre les objectifs environnementaux de la DCE » (Archaimbault, 2009a), survient de nature ponctuelle. Également, le réseau de contrôle opérationnel englobe le suivi des améliorations suite aux actions mises en place dans le cadre des programmes de mesures.

L'évaluation différenciée des principaux types d'altération qui apparaissent dans les cours d'eau, la pollution organique, l'eutrophisation et la contamination toxique, d'une part, et la dégradation de l'habitat physique et la perturbation hydrologique d'autre part, est fonction de la zone biogéographique et de la typologie des cours d'eau.

Cadre physique de la typologie des masses d'eau

La typologie employée dans le cadre de l'approche opérationnelle de gestion environnementale au niveau de la France repose sur le système B. Le cadre typologique national s'avère cohérent avec la DCE et précis en regard des mécanismes fins de dégradation des écosystèmes aquatiques (Villeneuve et al., 2005). La typologie intègre le cadre régional défini par l'ensemble des hydroécorégions, la dimension longitudinale, exprimée sous la forme du rang de Strahler, qui conditionne les cinq catégories de la taille des plans d'eau et, en dernier lieu, l'influence exogène, soit les caractéristiques amonts référant à l'hydrochimie et à l'hydrologie (Villeneuve et al., 2005).

Les sites de référence sont sélectionnés par hydroécorégions (HER) et types de masses d'eau (France, 2004a). Spécifiquement, les critères de sélection découlent exclusivement des pressions anthropiques qui s'exercent sur le milieu. L'absence d'impact au niveau des paramètres abiotiques, soit physicochimique et hydro morphologique, sont évalués aux échelles spatiales du bassin versant, du tronçon et de la station. L'occupation du sol, les régimes hydrologique et sédimentaire, la pollution toxique et domestique, l'eutrophisation, représentent quelques-uns des critères où des seuils de référence doivent être respectés afin d'attribuer le terme de « référence probable » au cours d'eau (France, 2004a).

L'annexe 4 présente l'ensemble des critères issus des échelles spatiales du bassin versant et de la masse d'eau. La figure 4.15 affiche les critères de sélection *a priori* spécifique à l'échelle de la station. Ensuite, la sélection *a posteriori*, suite au prélèvement des assemblages biologiques, effectuée par des modèles statistiques prédictibles permet d'écarter les sites où des pressions non identifiées lors de la sélection *a priori* avaient été incluses.

STATION (=site) longueur de 10 à 20 fois la largeur du lit mineur	REPRESENTATIVITE DE LA STATION / TYPE DU TRONCON	Très bonne	Bonne	Mauvaise
	Rejet connu à l'amont immédiat	Non	Négligeable	Déclassant
	Station dans l'emprise d'un aménagement 'lourd' (rectification, recalibrage, chenalisation, digues sur les 2 rives, extractions anciennes en lit mineur, ralentissement lié à un seuil ou un barrage ...)	Non	Non signif.	Déclassant
	Effets cumulés de travaux 'légers' (stabilisation des berges, curages d'entretien)	Non	Non signif.	Déclassant
	Végétation des berges ¹ : ripisylve typique du type de cours d'eau présente; ² : ripisylve réduite ou formée d'essences allochtones	'Naturelle' ¹	Modifiée ²	Absente
	Autres problèmes Bétail, tourisme, espèces invasives, ...	Non	Négligeable	Déclassant

Figure 4.15 Critères de sélection des sites de référence. Tirée de France, 2004b, p.17.

Approche multimétrique

Historiquement, l'évaluation de l'état écologique des cours d'eau reposait sur l'indice biologique global normalisé (IBGN) (Afnor, 1992). L'IBGN est basé essentiellement sur le groupe faunistique indicateur (GFI), métrique de nature qualitative référant à la présence/absence de taxons sensibles, et sur les classes de variété taxonomique, métrique de type quantitative, découlant de la richesse taxonomique (nombre de taxons) (Wasson et al., 2004). Les seuils délimitant les classes de qualité de l'IBGN reposent sur la combinaison des valeurs limites des métriques GFI et du nombre de taxons (figure 4.16).

Les valeurs limites du « très bon état/bon état » sont attribuées en fonction du 25^e percentile de la distribution des sites de référence pour les deux métriques de l'IBGN. Les valeurs limites inférieures sont distribuées de façon équitable, en quatre catégories. Soulignons que la métrique GFI impose un biais quant à l'identification du seuil de « très bon état » puisque la variation de cette métrique n'est pas linéaire dans toutes les HER en raison de l'absence naturelle de certains taxons (Wasson et al., 2004).

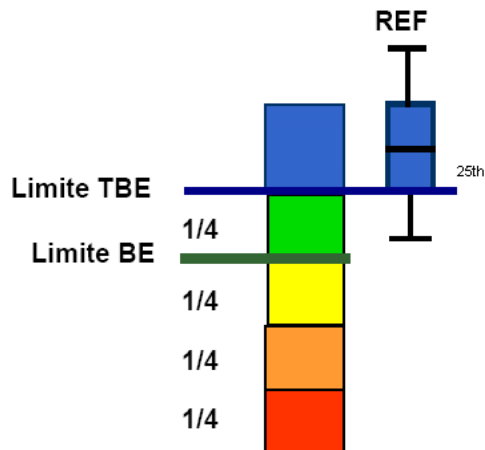


Figure 4.16 Calcul des valeurs limites de chaque classe de l'IBGN. Tirée de Wasson et al., 2004, p.6.

Désormais, l'utilisation de l'IBGN tel quel ne peut être maintenue en raison des exigences draconiennes de la DCE face aux quatre catégories de métriques devant être intégrées dans l'analyse des peuplements de macroinvertébrés (Wasson et al., 2004). Au sens écologique, l'IBGN ne prend pas en compte le pourcentage de taxa sensibles et l'abondance relative des différents taxons dans la communauté. Par exemple, un apport important de matières organiques dans le cours d'eau favorise, généralement, l'augmentation de certaines espèces opportunistes et tolérantes à la pollution aux dépens de taxons sensibles à la dégradation de l'habitat (Wasson et al., 2005). Cette modification tend à augmenter considérablement la diversité taxonomique de la communauté, engendrant une valeur de l'IBGN anormalement élevée. Également, l'IBGN impose des limites notables quant à son utilisation tels que le manque de précision face à la nature exacte de la perturbation et de sensibilité en regard de certains types de perturbations (Wasson et al., 2005). Dans la même foulée, le niveau taxonomique employé pour l'IBGN, soit la famille, constitue une des raisons du manque de pertinence face aux exigences de la DCE.

Or, l'élaboration de ratios de qualité écologique est sans conteste l'obstacle le plus patent quant à la compatibilité de l'IBGN face aux diverses approches. Les ratios de qualité écologique imposent l'établissement de conditions de référence par type de plans d'eau. D'emblée, l'indice nécessite des ajustements quant au respect de la Directive assujettie et à l'approche internationale AQEM, où la sélection du type d'impact le plus important dans

le plan d'eau est visé (AQEM, 2002). L'IBGN fait actuellement l'objet de modification afin de garantir la continuité des suivis (Archambault, 2009a).

Les ajustements en cours visent principalement à établir les peuplements de référence pour chaque type de plans d'eau et à accentuer les connaissances sur les modèles de distribution spatio-temporelle des communautés benthiques afin d'optimiser la prédiction de communautés de référence (Archambault, 2009a). L'intégration de métriques taxonomiques et fonctionnelles référant à la composition taxonomique, la structure fonctionnelle, la chimie/pollution et l'habitat (trait écologique) permettra d'assurer la comparabilité des suivis en regard aux approches des États membres (Archambault, 2009a).

Indice AQEM France

Le CEMAGREF se penche actuellement sur l'intégration de l'expression des conditions biologiques sous la base de variables fonctionnelles aux dépens des analyses antérieures, strictement taxonomiques (Archambault, 2009b). La diversité fonctionnelle indique que la diversité des traits bioécologiques dans une communauté de MIB est directement proportionnelle à celle des niches écologiques offertes par l'écosystème et, par conséquent, permet l'évaluation de l'intégrité écologique (Archambault, 2009b).

Chacune des métriques biologiques et écologiques est calculée en fonction du type de perturbation qui dérive explicitement de la typologie et la région hydrographique prise en compte. Les métriques bioécologiques actuelles, sous-entendent la combinaison de variables biologiques, telles que les caractéristiques morphologiques, physiologiques ou comportementales d'un taxon, avec les paramètres de nature écologique, soit les traits qui décrivent l'affinité d'un taxon pour un habitat donné (Archambault, 2009b) (tableau 4.8). Par exemple, les traits écologiques répondent aux paramètres associés à la distribution spatiale, la sensibilité aux perturbations, ou encore, à la préférence liée à l'habitat dont le substrat, la vitesse du courant, la température, etc. (Archambault, 2009b).

L'insertion de métriques biologiques et écologiques au sein de l'analyse multimétrique pose l'avantage d'appréhender la structure fonctionnelle des peuplements de macroinvertébrés et donc, de rendre compte du fonctionnement des écosystèmes aquatiques.

Tableau 4.8 Traits biologiques et écologiques des macroinvertébrés. Modifié d'Archaibault, 2009b, p.3.

Traits biologiques		
Caractéristiques du cycle de vie	Potentiel de résistance et résilience	Caractéristiques physiologiques et comportementales
<ul style="list-style-type: none"> - Taille maximale - Durée du cycle de vie - Nombre de génération annuel - Stades aquatiques 	<ul style="list-style-type: none"> - Dispersion - Forme de résistance - Relation au substrat - Forme du corps 	<ul style="list-style-type: none"> - Mode de reproduction - Type de nourriture - Mode d'alimentation - Mode de respiration
Traits écologiques		
Distribution spatiale	Préférence en matière d'habitat	Sensibilité aux perturbations
<ul style="list-style-type: none"> - Biogéographique - Altitudinale - Longitudinale - Transversale 	<ul style="list-style-type: none"> - Substrat - Vitesse du courant - Température - Sensibilité aux faibles pH - Statut trophique - Salinité 	<ul style="list-style-type: none"> - Valeur saprobiale (matière organique) - Polluosensibilité globale

Les métriques bioécologiques sont par la suite exprimées sous la forme de modalités qualitatives ou semi-quantitatives (Archaibault, 2009b). À titre d'exemple, quelques traits bioécologiques ainsi que leurs modalités qualitatives ou semi-quantitatives figurent à l'annexe 5. Le codage de l'information au niveau du genre est préalable à l'obtention du profil de la variable bioécologique d'intérêt. Le codage consiste à attribuer une note d'affinité, allant de 0 à 5, où 5 équivaut à une affinité maximale du taxon pour cette modalité, à chaque unité taxonomique de la communauté benthique. Afin de tenir compte de l'ensemble des modalités définies, l'étape suivante consiste à la sommation des notes d'affinités associées à chaque unité taxonomique. L'identification de la distribution des fréquences relatives permet subséquent de générer des profils bioécologiques.

L'attribution de la classe de qualité de la communauté biologique est effectuée par la comparaison des profils bioécologiques. Cette dernière est établie suite au test statistique non-paramétrique, où le coefficient de Kruskal-Wallis permet la sélection des métriques les plus discriminantes (classe très bonne).

Le test d'hypothèse nulle, selon le risque de première et de deuxième espèces, est employé afin d'établir les classes de qualité :

H_0 : niveau de qualité supérieur

H_i : niveau de qualité inférieur

En premier lieu, le calcul du risque de première espèce (α) est effectué. Si l'hypothèse nulle est vérifiée, le profil bioécologique de la communauté se voit attribuer la classe de qualité supérieure dite très bonne (figure 4.17). Si l'hypothèse nulle est rejetée, le calcul du risque de deuxième espèce (β) survient. Spécifiquement, l'attribution de la classe de qualité est obtenue suite au calcul de la probabilité finale par couple successif de classe de qualité ($\alpha < \beta$; niveau de qualité inférieur) (Garric, 2007).

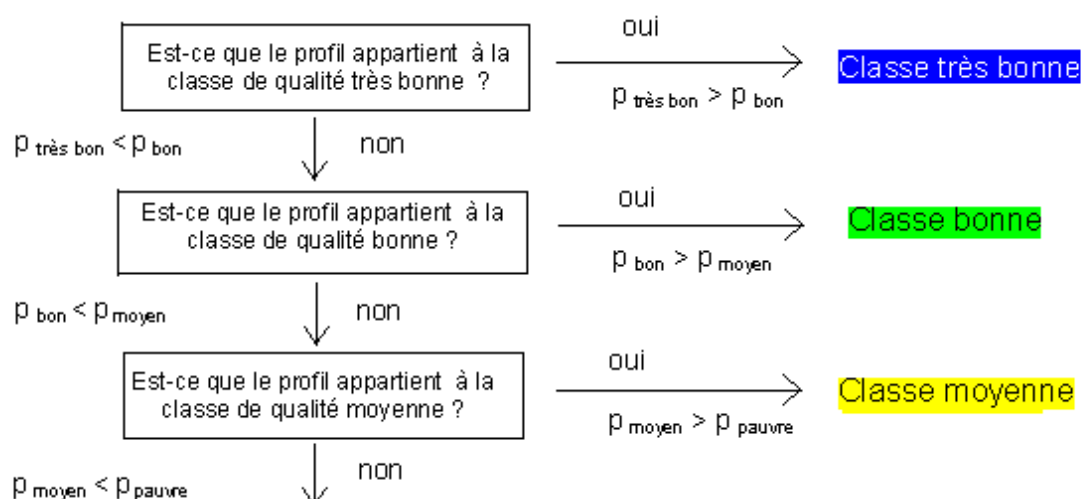


Figure 4.17 Calcul du profil écologique suite au test statistique non-paramétrique avec le coefficient de Kruskal-Wallis. Modifiée de Garric, 2007, p.21.

La comparaison des profils bioécologiques permet alors d'assigner une classe de qualité aux modalités. La mise en évidence des modalités les plus discriminantes incite l'insertion de l'expression des conditions biologiques, sous la base de variables fonctionnelles, à l'outil multimétrique (Garric, 2007).

La sélection des métriques, découlant d'analyses taxonomiques et fonctionnelles, est effectuée en fonction du degré de liaison et du pouvoir de discrimination avec le gradient de perturbation. Les métriques retenues détiennent une valeur absolue du degré de liaison (R) supérieure à 0,5, et sont caractérisées par une absence de chevauchement des espaces interquartiles. La standardisation des métriques repose sur les 25^e et 75^e percentiles. Au total, 8 métriques ont été retenues et répondent explicitement aux catégories de la richesse taxonomique, la composition taxonomique, la tolérance face à la

pollution et des métriques fonctionnelles bioécologiques (Archambault, 2009b). Au sein de la catégorie fonctionnelle, les métriques réfèrent aux fréquences relatives liées aux stratégies trophiques, aux degrés des impacts anthropiques et à la stabilité (Archambault, 2009c). Les métriques calculées sont les suivantes : le nombre de taxons plécoptères, le % éphéméroptères, le % plécoptères, l'ASPT, la fréquence relative d'utilisation du trait « nombre d'année/génération >1 an », des «*deposit feeders* », des taxons caractéristiques du métarithron, des taxons limnophiles et des taxons oligotrophes (Archambault, 2009c).

En regard à ces métriques, une proposition des limites inter-classe, suite à une classification *a posteriori* des sites de référence, ainsi que les valeurs seuils de l'indice multimétrique ont été lancées. Basé sur le 25^e percentile et le 75^e percentile des sites de référence, les valeurs seuils de l'indice représentent 5,36, 4,62, et 3,39, et ce, respectivement pour les classes de référence, bonne, passable et mauvaise (figure 4.18).

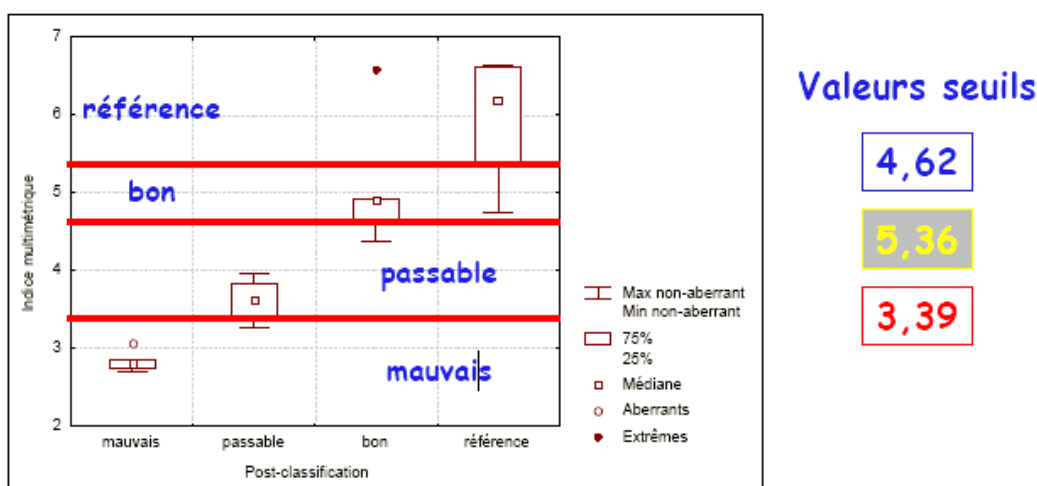


Figure 4.18 Proposition des valeurs seuils de l'indice AQEM France. Tirée d'Archambault, 2009c, p.12.

À l'inverse de l'IBGN, l'insertion de métriques bioécologiques au sein de l'indice multimétrique pose l'avantage de discriminer certains types d'habitats, d'identifier une situation perturbée, d'estimer les fonctions de l'écosystème, d'employer une large échelle d'application, d'inclure des paramètres prédictifs et d'être performant à divers niveaux systématiques (Archambault, 2009b). Somme toute, les biocritères implantés sur le

territoire de la France se conforment à la DCE, référant à la classe de qualité du «bon état écologique».

4.2.3 Royaume-Uni

Au cours du 20^e siècle, une véloce progression des approches de surveillance biologique apparaissait indéniable en raison des impacts anthropiques de plus en plus présents. L'essor de la connaissance des milieux aquatiques par les scientifiques et les gestionnaires de l'environnement fut alors très marqué dans les années 1970. D'emblée, a vu le jour le système multivarié *River Invertebrate Prediction and Classification System* développé sous l'égide du *Centre for Ecology & Hydrology* du Royaume-Uni.

Le déploiement de cette approche pionnière raffina la gestion de l'eau en y intégrant des bases robustes et scientifiquement valides. Depuis, moult consœurs internationales découlent des fondements du système RIVPACS. Notons les systèmes BEAST du Canada, AusRivAS de l'Australie, SWEPACSRI de la Suède, PERLA de la République tchèque, sans compter les dérivés employés sur les territoires américains et néozélandais (Royaume-Uni, 2008).

Les influences de l'approche RIVPACS sur la *Directive cadre européenne sur l'eau* sont palpables. Le noyau de la méthodologie de la DCE réfère à l'établissement d'une référence écologique pour chacun des types de plans d'eau, concept essentiellement dérivé de l'approche RIVPACS. Le fondement repose sur l'établissement de la relation entre les paramètres biologiques et physicochimiques, laissant place au concept des conditions de référence. En effet, la DCE requiert une classification de tous les plans d'eau en groupe similaire, et ce, basée sur les écarts entre les variables environnementales prisées et les conditions de référence (Royaume-Uni, 2008). En ce sens, l'approche par statistiques multivariées affine le diagnostic de l'intégrité écologique en intégrant des variables du milieu à la caractérisation de la déviation des communautés biologiques par rapport aux conditions non impactées. Également, l'insertion d'un modèle prédictif caractérise le système RIVPACS.

Bien que la DCE s'inspire de l'approche pionnière RIVPACS, il reste sans conteste que quelques modifications ont dû être apportées en regard des exigences environnementales assujetties. Les exemples les plus patents sont la calibration de la méthodologie et

l'insertion d'une classification des états écologiques sous la forme de ratio de qualité écologique (Royaume-Uni, 2008).

Modalité du système RIVPACS

Le concept des conditions de référence impose la sélection des zones les moins impactées par les activités anthropiques. Ce faisant, la sélection *a priori* représente l'étape première où une série stricte de paramètres physiques et hydrologiques du cours d'eau est préalable à la classification des sites sur le gradient d'ordination. En réalité, la sélection des conditions de référence affiche un processus itératif. Une couverture complète de la diversité naturelle est alors visée afin de consentir l'établissement juste des communautés biologiques attendues.

Subséquent, la relation entre les paramètres biologiques, sous la base unique de la composition de la communauté benthique retrouvée, et les variables physiques d'intérêts est établie (figure 4.19). L'occurrence et l'abondance des macroinvertébrés dépendent d'une multitude de paramètres, incluant la disponibilité de l'habitat, le régime hydraulique, et les ressources alimentaires (Royaume-Uni, 2008).

La difficulté de sélectionner le paramètre environnemental prédictif, répondant à la fois à une mesure standardisée auprès de tous les types de plans d'eau, impose un défi de taille à l'approche statistique RIVPACS. Une attention particulière à l'établissement de la variable la plus appropriée, soit celle offrant une forte discrimination entre les groupes biologiques, est essentielle.

Les variables chimiques ainsi que le régime hydraulique figurent parmi les paramètres à éviter au profit de paramètres physiques tels le substrat et la distance à la source (Royaume-Uni, 2008). En effet, les paramètres tels que la turbidité, l'oxygène dissous et la concentration en phosphore ne peuvent faire l'objet de l'analyse discriminante puisque ces derniers sont fortement affectés par les activités anthropiques. Dans la même foulée, les variables physiques mentionnées ci-haut sont prisées en raison de leur stabilité face à la dégradation de l'habitat.

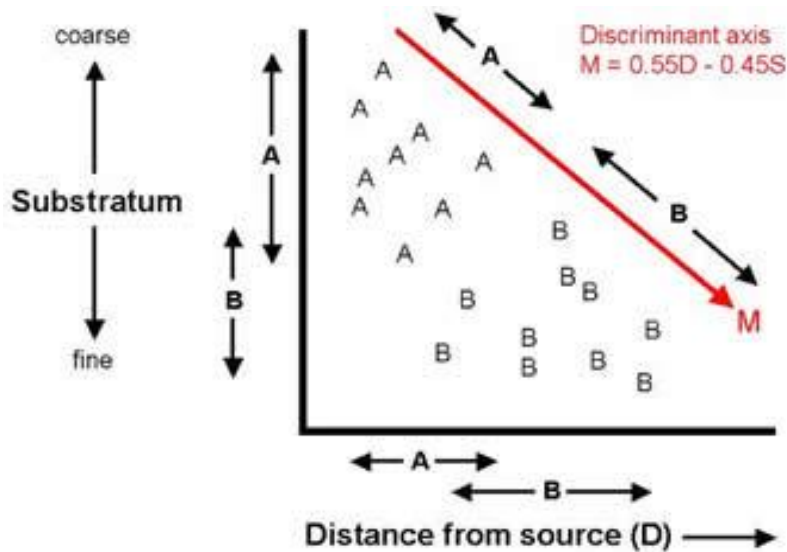


Figure 4.19 Distribution des communautés A et B en fonction de paramètres environnementaux, soit le substrat et la distance à la source. Tirée de Royaume-Uni, 2008, [En ligne].

Grâce à la méthode nommée *Two-way indicator species analysis* (TWINSpan), les sites de référence sont divisés hiérarchiquement en sous groupe. Simultanément, les taxons sont amalgamés en fonction de leur similarité sur l'axe d'ordination. Or, une emphase doit être maintenue sur le patron de distribution continu des paramètres biologiques le long d'un gradient environnemental. À cet effet, la présence/absence des taxons et l'abondance de famille représentent les informations biologiques recueillies, limitant l'évaluation puisqu'elle ne dépend que de la richesse taxonomique (Royaume-Uni, 2008).

Spécifiquement, l'outil statistique de RIVPACS évalue la distance entre une station d'intérêt (observée) et une station théorique (attendue) ayant des caractéristiques typologiques équivalentes. La probabilité qu'un site observé appartienne à un site de référence est calculée par la fonction qui suit : $P \text{ totale de l'occurrence du taxa} = (P \text{ que le site testé soit dans le groupe } 1 \times \% \text{ d'occurrence du taxa dans le groupe } 1) + (P \text{ que le site testé soit dans le groupe } 2 \times \% \text{ d'occurrence du taxa dans le groupe } 2)$ (Jones et al., 2004).

En ce sens, la méthode prédit la probabilité qu'un taxon soit présent à un site en y intégrant le poids de la probabilité d'appartenance de chacun des taxa. Par exemple, le site observé (x) affiche une probabilité de 0,6 d'appartenir au site A, de 0,3 au site B et de 0,1 au site C (figure 4.20).

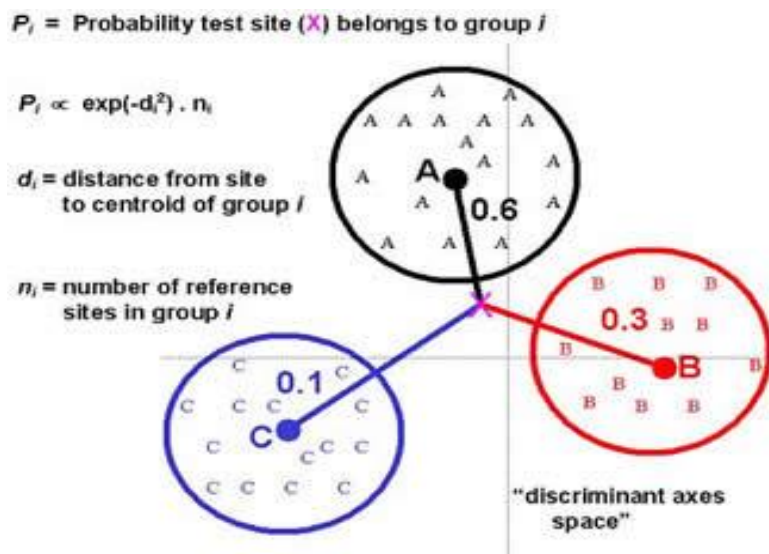


Figure 4.20 Probabilité d'un site test de correspondre aux communautés biologiques des sites A, B et C. Tirée de Royaume-Uni, 2008, [En ligne].

Les perturbations potentielles de l'habitat sont décelées en raison du ratio O/E. Le ratio permet d'appréhender l'intégrité biologique puisqu'elle procure une mesure quantitative de la totalité taxonomique présente. En effet, le ratio à un P donné est établi en fonction des taxa observés sur les taxa attendus. Une valeur du ratio O/E se rapprochant de 1 suggère que le site est comparable à des conditions de référence, tandis que les valeurs s'en éloignant indiquent que les assemblages biologiques diffèrent des conditions attendues. Ce constat soulève la présence d'un stress potentiel dans le milieu (Yuan, 2006).

L'importance de définir et de résumer l'ensemble des différences allouables à la faune attendue et observée au sein d'une même région, ou encore d'hydroécorégions distinctes, apparaît incontournable à l'atteinte des cibles environnementales. De fait, la classification de niveau de qualité biologique, communément désignée classe de statut écologique, des sites prend son essor. Préalablement, l'indice de qualité écologique (EQI), défini comme la sommation des ratios O/E des indices biotiques employés durant le processus statistique, est calculé. Les indices biotiques de RIVPACS visent à déceler la pollution d'origine organique, l'acidification et les modifications du régime hydraulique (CCME, 2006a). L'utilisation de ratio pose l'avantage d'obtenir des valeurs standardisées. Ainsi, une même valeur de l'EQI implique un niveau de qualité écologique identique, et ce, indépendamment du type de plan d'eau (Royaume-Uni, 2008) (figure 4.21). La moyenne et l'écart type des sites de référence permettent l'établissement des bandes d'évaluation

du ratio O/E. Les limites entre chacune des bandes sont toutefois dirigées par l'écart type des sites de référence (Jones et al., 2004).

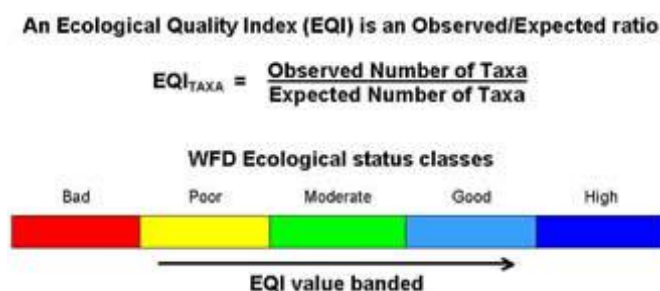


Figure 4.21 Classification de la qualité écologique des cours d'eau du système RIVPACS, en regard de la DCE. Tirée de Royaume-Uni, 2008, [En ligne].

Nonobstant ces faits, un vaste exercice d'intercalibration s'impose afin de répondre à la politique internationale. La décision quant au nombre de classe et l'emplacement des limites interclasses doit correspondre à divers aspects statistiques, incluant l'intervalle de confiance et le % d'erreur attribuable (Royaume-Uni, 2008). L'établissement de plusieurs classes de statut écologique engendre une discrimination plus fine, en dépit d'un taux d'erreur imposant. La version courante de RIVPACS génère des informations statistiques quant aux risques d'erreurs et de mauvaises classifications. Les diverses sources de variation sont alors incorporées dans le modèle où plus de 5000 simulations ont permis d'estimer une distribution juste et adéquate des ratios O/E face aux conditions locales (Royaume-Uni, 2008).

Par le passé, le système RIVPACS présentait six classes d'intégrité biologique (1 : maximum de la classe très bonne, 2 : centre de la classe très bonne, 3 : limite entre les classes très bonne et bonne, 4 : centre de la classe bonne, 5 : limite entre les classes bonne et moyenne et 6 : classe mauvaise). Or, la DCE impose cinq classes de qualité écologique. Désormais, les valeurs O/E des simulations intégrées à l'indice de qualité écologique sont scindées en cinq groupes, représentant respectivement les états écologiques issus de la DCE (Royaume-Uni, 2008). Pour ce faire, l'agence environnementale a développé une méthode afin d'ajuster les valeurs attendues (E) et les valeurs de l'indice EQI. En déterminant un poids moyen pour chacun des indices biotiques obtenus auprès des sites de référence, la prédiction des communautés biologiques attendues, et ce, en dépit du site d'intérêt, peut être exécutée. Toutefois, cette approche

est fondée sous la base unique des valeurs de l'indice EQI employées pour délimiter les frontières des classes bonne et moyenne (Royaume-Uni, 2008).

4.3 Canada

À l'échelle nationale, la *Loi canadienne sur la protection de l'environnement* vise l'établissement de normes, directives et codes pratiques relatifs au maintien de la qualité de l'environnement. La loi vise la contribution au développement durable par le biais de la prévention de la pollution (L.R.O. 1990, ch. E.19). Toutefois, l'un des instruments législatifs fédéraux les plus importants face à l'élaboration de critères biologiques revient à la *Loi sur les pêches*. Étroitement liée à la protection de l'habitat du poisson et de la prévention de la pollution, ce papier législatif réaffirme l'engagement du gouvernement en matière de surveillance biologique (L.R., 1985, ch. F-14). Deux chapitres visent explicitement le maintien des écosystèmes aquatiques :

«Il est interdit d'exploiter des ouvrages ou entreprises entraînant la détérioration, la destruction ou la perturbation de l'habitat du poisson »
[Tirée de L.R., 1985, ch. F-14, chapitre 35]

«Il est interdit de jeter d'autres substances nocives dans une rivière, un port, une rade, ou dans des eaux où se pratique la pêche»
[Tirée de L.R., 1985, ch. F-14, chapitre 36].

Bien que la *Loi sur les pêches* vise à ratifier les activités anthropiques dans l'optique d'amenuiser les effets nuisibles sur l'intégrité écologique des cours d'eau, la gestion des enjeux environnementaux de portée nationale, notamment ceux liés aux orientations de surveillance biologique, reviennent aux autorités régionales et locales (CCME, 2006a). D'emblée, un nombre disparate de politiques, plans et protocoles, en conformité aux lois canadiennes assujetties, sont développés par les divers paliers gouvernementaux. Un manque de coordination entre les diverses initiatives provinciales et locales est dès lors notable.

Qui plus est, les programmes de surveillance effectués aux échelles régionales et locales ne prennent pas en considération les critères biologiques, normes qui décrivent explicitement l'état des communautés benthiques (CCME, 2006a). Toutefois, notons que le ministère de l'Environnement et les Gouvernements locaux du Nouveau-Brunswick, en collaboration avec divers groupes environnementaux et communautaires, ont récemment adopté des normes relatives à la vie aquatique (Nouveau-Brunswick, 2002). Au sens du

Règlement sur la classification des eaux, la restauration des plans d'eau à son état naturel, suite à une dégradation substantielle est visée. L'état naturel à l'égard d'une communauté aquatique ou d'un cours d'eau réfère «aux caractéristiques biologiques, chimiques et physiques qui ne sont pas affectées par l'activité humaine ou ne sont que très peu ou temporairement affectées par celles-ci » (Nouveau-Brunswick, 2002). Les normes relatives à la communauté aquatique s'inspirent des critères biologiques narratifs de l'État du Maine, notamment en raison des caractéristiques physiographiques et hydrographiques partagées (Barbour et al., 2000). Ces dernières sont présentées à l'annexe 6. Les instances environnementales du Nouveau-Brunswick évaluent également la faisabilité quant à l'adoption de critères numériques de l'État du Maine (Barbour et al., 2000).

À l'exception du gouvernement du Nouveau-Brunswick, les gouvernements fédéral, provinciaux et territoriaux accusent un retard en matière de l'évaluation environnementale stratégique des projets de politiques, de plans et de programmes visant les biocritères. Suite à ces constats, le Conseil canadien des ministres de l'environnement, regroupant les paliers gouvernementaux fédéraux, provinciaux et territoriaux, a dernièrement soulevé la nécessité d'instaurer des critères biologiques à l'échelle pancanadienne (CCME, 2006a).

Conseil canadien des ministres de l'environnement

Un cadre pancanadien pour la surveillance de la qualité de l'eau a récemment été proposé par le CCME dans l'optique d'assurer une meilleure coordination et concertation des divers acteurs de l'eau, de promouvoir la liaison des réseaux de surveillance, d'accroître le partage des données et de l'information et de fournir un effort commun pour atteindre des objectifs de qualité de l'eau. Diverses recommandations ayant trait aux orientations générales y sont soulevées et visent à définir la portée des programmes de surveillance biologique et établir les objectifs spécifiques qui en découlent afin d'orienter la prise de décisions, l'élaboration de politiques, l'application de la loi quant au maintien de l'intégrité écosystémique (CCME, 2006b).

Par ailleurs, soulignons que des normes numériques et narratives, des lignes directrices ainsi que des orientations visant la protection de l'environnement et la réduction des risques pour la santé humaine font l'objet d'un engagement politique de la part des paliers gouvernementaux national, provincial et territorial (Canada, 2009). Ces standards pancanadiens, élaborés en vertu de l'*Entente auxiliaire pancanadienne sur l'établissement*

de *standards environnementaux* du CCME, couvrent certaines substances chimiques, notamment les dioxines et furannes, le mercure et les hydrocarbures pétroliers. Les normes concernant les limites de rejet, ou encore, liées à la réduction des émissions de substances nocives, sont alors émises dans l'optique de maintenir l'intégrité physicochimique de l'environnement (Canada, 2009). Dans la même foulée, l'addition d'objectifs réglementaires nationaux visant la qualité biologique permettrait de combler les lacunes encourues et assurer l'intégrité écologique des systèmes aquatiques.

4.3.1 Approche nationale (RCBA)

L'institut national de recherche sur les eaux (INRE) d'Environnement Canada représente la plus grande institution de recherche sur l'eau douce du Canada. L'INRE travaille en étroite collaboration avec divers partenaires environnementaux afin d'acquérir des connaissances scientifiques sur la ressource eau et les écosystèmes aquatiques. Spécifiquement, la Direction de la science et de la technologie de l'eau, composée de l'INRE, du groupe de Surveillance nationale de la qualité de l'eau et du Centre Saint-Laurent, oriente ses actions vers l'élaboration et la mise en œuvre de programmes de surveillance visant la qualité de l'eau, l'état biologique et la biodiversité des écosystèmes aquatiques du Canada.

Modalité du Réseau canadien de biosurveillance aquatique

Grâce à une étroite collaboration avec l'institut canadien des rivières (ICR) de l'Université du Nouveau-Brunswick, la Direction de la science et de la technologie de l'eau a mis sur pied une imposante base de données publique sur les macroinvertébrés à l'échelle pancanadienne. Sous l'appellation du Réseau Canadien de Biosurveillance Aquatique (RCBA), le programme de surveillance nationale, lancé au cours de l'année 2008, a pour mandat premier l'évaluation de l'état des écosystèmes aquatiques. Le RCBA regroupe moult organisations environnementales, couvrant notamment des organismes communautaires, groupes nationaux, institutions scolaires, etc. (Canada, 2008).

Conformément à un protocole normalisé, la méthode d'évaluation des cours d'eau fait appel à l'Approche des conditions de référence, approche fortement inspirée des modèles multivariés de RIVPACS et ses dérivés. Spécifiquement, l'approche du RCBA repose sur un protocole d'échantillonnage standardisé à l'échelle nationale, une base de données en ligne, où la saisie, l'extraction et le partage sont prisés. Également, l'établissement d'un

modèle prédictif, soutenu d'outils d'analyse et d'interprétation face aux données calculées, représentent les fondements du RCBA.

La sélection des sites de référence

La sélection des sites de référence, « zones vierges ou zones où les effets de la pollution sont les moins prononcés et les perturbations minimales », est préalable à l'établissement des communautés benthiques (Canada, 2008). Un système de classification hiérarchique basé sur l'identification des écozones, écoprovinces, écorégions et écodistricts est employé par le RCBA (Reynoldson et al., 2006). L'approche consiste à établir une série de variables permettant de discriminer les paramètres de l'habitat, et ce, à diverses échelles de résolution. À la lumière des connaissances actuelles, les systèmes basés sur l'hiérarchie des caractéristiques topographiques et fluviales semblent aptes à caractériser les habitats aquatiques et couvrir la mosaïque d'habitats naturels retrouvée sur le territoire canadien (Reynoldson et al., 2006). Les divers paramètres physiques et géographiques figurent au tableau 4.9. Ces derniers se subdivisent en deux catégories, soit les caractéristiques d'habitat devant obligatoirement être similaires entre les zones de référence et d'exposition, et ceux qui devraient être semblables (Reynoldson et al., 2006)

Tableau 4.9 Paramètres de l'habitat, essentiels à l'établissement des sites de référence. Modifié de Reynoldson et al., 2006, p. 6.

Site de référence X	
Paramètres obligatoirement identiques	Paramètres souhaités identiques
Profondeur	Types d'habitat dominants
Vélocité	Ordre de ruisseau
Largeur aux rives	Gradient de chenal
Utilisation des terrains	Écorégion
Autres apports	Bassin versant
Végétation riparienne	Région de bassin (lorsque différente)
Substrat	Trajectoire du chenal

Les prélèvements des caractéristiques du tronçon de ruisseau, incluant par exemple le débit de l'eau et le couvert de macrophytes, des paramètres de la qualité de l'eau, tels que la température, le pH, l'oxygène dissous, la conductivité, les nutriments et l'alcalinité, ainsi que des mesures du substrat et du chenal, sont également essentiels à la sélection des sites de référence (Canada, 2008).

Approche multivariée

L'analyse multivariée standardisée du Réseau canadien de biosurveillance aquatique affiche les grandes étapes suivantes : 1) la préparation des données, 2) la classification des groupes biotiques 3) la construction d'un modèle prédictif et 4) l'évaluation des sites tests avec l'Approche des conditions de référence (Reynoldson et al., 2006).

L'approche consiste à intégrer au modèle prédictif divers indices simples, métriques et paramètres environnementaux. La richesse taxonomique des taxons présents, le nombre de taxons EPT, la diversité de Shannon-Wiener, l'équitabilité, la courbe de dominance, l'Indice biotique de Hilsenhoff (niveau taxonomique de la famille) et la similarité de Bray-Curtis représentent les métriques jugées essentielles à l'analyse de la structure des communautés benthiques (Reynoldson et al., 2006).

L'analyse de discriminants multiples répond à un processus itératif où l'obtention des meilleures combinaisons à partir de la matrice de données biologiques est visée. À l'aide d'une analyse par agglomération, ou de grappes, connue sous le nom de *clusters analysis*, les groupes biotiques sont discernés d'après la similarité de la structure des communautés auxquelles ils appartiennent. La mesure d'association de Bray-Curtis est recommandée lors de l'élaboration de la matrice d'association. Ensuite, la transformation multidimensionnelle des données (*Multi-dimensional scaling*) représente l'approche d'ordination à préconiser, notamment puisqu'elle n'apporte aucune supposition quant à la normalité des données (Reynoldson et al., 2006).

La construction du modèle prédictif est ensuite entamée. Les variables biologiques sélectionnées sont alors mises en corrélation avec les variables environnementales. Par exemple, à l'aide du test de Tuckey, les analyses de variance (ANOVA) peuvent être employées afin d'identifier les paramètres de l'habitat soulevant les différences significatives entre les agglomérations biologiques formées (Reynoldson et al., 2006). Les attributs de l'habitat discriminant les groupes biotiques représentent alors l'ensemble optimal de paramètres environnementaux permettant de prédire la répartition spatiale et temporelle à un site donné.

Diverses stratégies coexistent dans le but de prédire la structure des communautés benthiques en fonction des conditions de référence. Sur le territoire canadien, l'ACR dérive étroitement du modèle multivarié de RIVPACS. Également, le modèle prédictif

BEAST est employé afin de déterminer la probabilité qu'un site appartienne à l'un des groupes biotiques engendré.

Développement du modèle *Benthic Assessment of Sediment*

Développé par Reynoldson et al., (1995) dans le cadre d'une étude sur l'établissement de critères de qualité sur les sédiments benthiques, le modèle BEAST repose sur l'établissement des conditions de référence afin d'évaluer la santé biologique des cours d'eau. Pour les fins de l'étude de Reynoldson et al., (1995), une analyse typologique a permis le regroupement statistique des sites échantillonnés sous la base unique des attributs des communautés benthiques. Une analyse fonctionnelle discriminante pas à pas ainsi que la corrélation aux composantes principales ont été effectuées afin de mettre au point le modèle de prévision. Afin de circonscrire le *continuum* de réponse représentant le niveau de qualité biologique, une série d'ellipses de probabilité pour les sites de référence a été tracée. Les sites tests sont alors intégrés au groupe biologique du site de référence auquel ils démontrent la plus grande probabilité d'appartenance (Reynoldson et al., 2006). L'évaluation du niveau de dégradation est alors basée sur une probabilité que le site test soit à l'extérieur de la variation normale des sites de référence. Les trois ellipses caractérisant le modèle BEAST sont présentées à la figure 4.22.

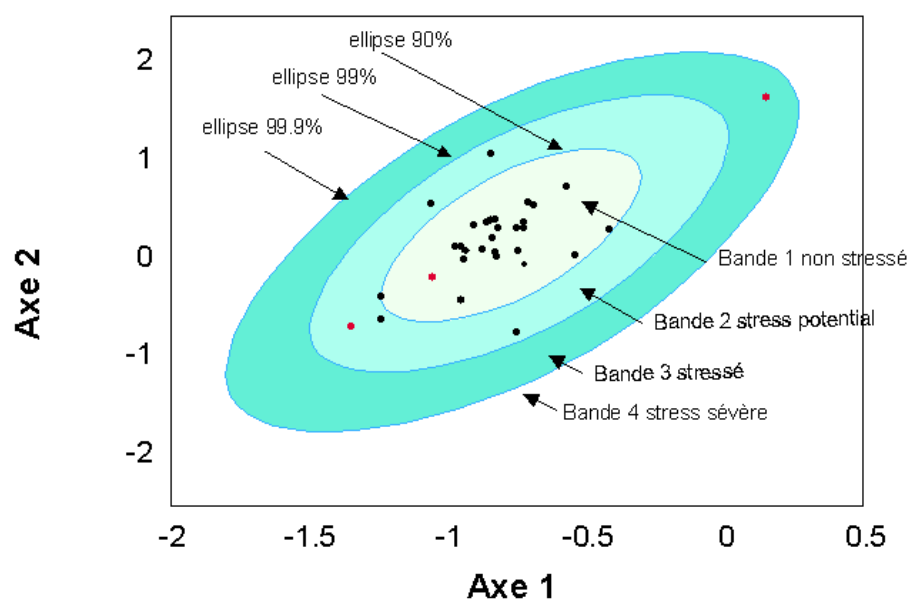


Figure 4.22 Exemple des ellipses de probabilité de la qualité biologique dérivées de sites de référence. Tirée de Reynoldson et al., 2006, p.41.

L'ellipse la plus restreinte, soit la probabilité de 90 %, représente la première bande. Cette dernière représente le seuil à partir duquel un site test est considéré comme équivalent aux sites de référence et, de ce fait, non perturbé. Ensuite, les sites compris entre l'ellipse la plus restreinte et celle la plus vaste, soit la 99,9 % de probabilité, doivent être considérés comme potentiellement différents des sites de référence. En ce sens, la probabilité que la variabilité naturelle soit la cause de l'écart observé s'élève à 10 %. Enfin, les sites retrouvés hors de l'ellipse de plus grande probabilité sont dits perturbés. À ce stade, les différences relevées peuvent correspondre à la combinaison de facteur de stress provoquant des changements environnementaux, ou encore à la variabilité naturelle (Reynoldson et al., 2006). Le résumé des bandes de qualité et leur interprétation sont présentés au tableau 4.10.

Tableau 4.10 Bandes de qualité et ellipses correspondantes. Modifié de Reynoldson et al., 2006, p.41.

Bandes de qualité	Ellipses	Interprétations
Bande 1	Intérieur du 90 %	Sites de référence
Bande 2	90 % - 99 %	Sites potentiellement stressés
Bande 3	99 % - 99,9 %	Sites stressés
Bande 4	Extérieur de 99,9 %	Sites sévèrement stressés

Bien que le RCBA ne dispose pas de critères biologiques afin d'évaluer l'état de santé des écosystèmes aquatiques, l'ACR représente un modèle empirique qui tend à expliquer la variabilité des communautés de macroinvertébrés benthiques (Canada, 2008). Également, l'approche prise pose l'avantage d'intégrer la variabilité naturelle puisque les seuils numériques dérivent statistiquement des conditions de référence (Reynoldson et al., 2006). Dans une perspective de gestion, les modèles prédictifs s'avèrent être des mécanismes appropriés afin d'obtenir des informations sur la qualité biologique des plans d'eau. Les balises de référence identifiées pour un endroit donné permettent alors de définir si les conditions biologiques se trouvent au sein d'un écart normal (Canada, 2008). Le RCBA peut alors répertorier les zones qui ne respectent pas les normes de référence. Le cas échéant, des analyses approfondies peuvent être initiées afin d'identifier la cause des altérations de l'habitat et, par extension, de la structure des communautés benthiques.

Or, bien que des bandes de qualité soit établies par le modèle prédictif, ce dernier ne détient pas le pouvoir d'établir le degré de dégradation d'un écosystème (Wright et al.,

2000). Également, il s'avère difficile d'interpréter les résultats qui découlent de l'analyse multivariée. En ce sens, l'accès à l'information sur la qualité des plans d'eau pour les gestionnaires et acteurs de l'eau peut en être restreint comparativement à des normes biologiques spécifiques.

4.3.2 Ontario

Afin de palier au manque de coordination et d'initiative en matière de surveillance biologique, le ministère de l'Environnement de l'Ontario, en partenariat avec l'INRE d'Environnement Canada, ont récemment jumelé leur expertise afin de mettre sur pied un imposant réseau de surveillance biologique. Inspiré des principes de partenariat, de libre-échange et de l'uniformisation des données, le réseau vise à couvrir l'ensemble des lacs, cours d'eau et zones humides à l'échelle provinciale. Les lois qui régissent la biosurveillance sur le territoire de l'Ontario sont la *Loi sur les ressources en eau de l'Ontario* et la *Loi sur la protection environnementale de l'Ontario du gouvernement de l'Ontario*. Quant à la qualité des eaux de surface, « l'objectif est d'assurer que ... la qualité de l'eau est satisfaisante pour la vie aquatique... » (L.R.O. 1990, ch. O.40).

Le Réseau de surveillance biologique du benthos de l'Ontario (RSBBO) régit les activités liées au maintien de la qualité de l'eau et vise l'établissement d'un protocole standardisé, basé sur l'Approche des conditions de référence (Jones et al, 2005). Afin d'assurer la mise en œuvre à large échelle, l'uniformisation des approches locales et régionales, de manière à ce que les résultats soient comparables, est vitale. Bien que des directives, quant à la réglementation de l'hydrologie, soient émises sur le territoire ontarien, aucun critère biologique équivalent n'est formulé (Ontario, 1994).

Sélection des sites de référence

À la lumière des connaissances actuelles, aucun critère numérique n'est établi quant à la sélection des sites de référence. Dès que les analyses face aux paramètres environnementaux discriminant la structure des communautés benthiques seront peaufinées, l'établissement de seuils relatifs sera entamé (Jones et al, 2005). Or, certains paramètres doivent faire l'objet de la sélection des sites potentiellement de référence. Notons la contamination ponctuelle, la végétation riveraine, le pourcentage du milieu forestier du bassin de captage, la perturbation de l'habitat aquatique, l'urbanisation, la

présence de terres agricoles, l'acidification anthropique des plans d'eau, les caractéristiques chimiques de l'eau et la régulation du niveau de l'eau.

Analyse multivariée

L'approche standardisée retenue par le RSSBO se résume en quatre grandes étapes clés. L'étape première consiste à dresser un aperçu des conditions biologiques à l'aide d'une série d'indices et de paramètres biologiques. Les paramètres employés par le Réseau s'inspirent des indices biologiques recommandés dans l'EPA *Rapid Assessment Protocol* des États-Unis, et figurent à l'annexe 3. Au minimum, l'approche standardisée vise le calcul de la richesse taxonomique, le % d'oligochètes, le % d'EPT, le % de chironomides, le % d'insectes, et le % du taxon dominant (Jones et al., 2004).

L'approche multivariée vise ensuite à associer, à l'aide des variables de niches, les sites tests au groupe de référence préalablement établis. Les variables de niches diffèrent des critères de sélection des sites de référence et réfèrent aux caractéristiques naturelles, habituellement physiographiques, qui influencent la structure des communautés benthiques (Jones et al., 2004). De fait, les variables niches expliquent les différences significatives entre les conditions biologiques des divers groupes et permettent leur discrimination. Les variables de niches corroborent ainsi la structure des communautés biologiques observée (Jones et al., 2004).

La fourchette normale, sous forme de critères biologiques numériques, dérive explicitement des indices biologiques mesurés aux sites de référence. Le percentile critique pour chaque métrique est d'abord mesuré en raison de la réponse spécifique de ces dernières aux diverses perturbations dans le milieu. Ainsi, en ce qui a trait aux métriques diminuant en fonction du gradient environnemental, les valeurs inférieures au 0,1^e percentile sont considérées extrêmes, tandis que les valeurs intermédiaires au 0,1^e percentile et 5^e percentile sont atypiques. À l'opposé, le 99,9^e percentile et le 95^e percentile sont employés pour les métriques qui augmentent face à la présence d'un agent stressant dans le milieu (Jones et al., 2004).

D'emblée, la fourchette normale pour tous les indices biologiques est mesurée en regard de l'écart type des données (figure 4.23). Les indices sont alors normalisés de sorte à obtenir une valeur moyenne de 0 et un écart type de un. À ce stade, la surface sous la courbe représente 68 % des sites de référence. La fourchette normale, mesurée de façon

arbitraire, représente la surface sous la courbe limitée par la moyenne \pm deux d'écart types, et renferme 95 % des indices biologiques calculés aux sites de référence. Les variables se situant à l'extérieur de la fourchette normale, soit le 5 % restants, sont considérées atypiques relativement à la majorité des sites de référence. La fourchette normale est alors définie comme étant la gamme des valeurs qui englobe 95 % des variables issues des sites de référence (Jones et al., 2004).

Par ailleurs, en ce qui a trait aux variables normales, soient les indices biologiques normalement distribués sur l'ensemble des sites de référence, la moyenne \pm trois écarts types, incluant 99,9 % des sites de référence, est employée. En ce sens, les valeurs des indices biologiques exclues, représentent des valeurs extrêmes (Jones et al., 2004).

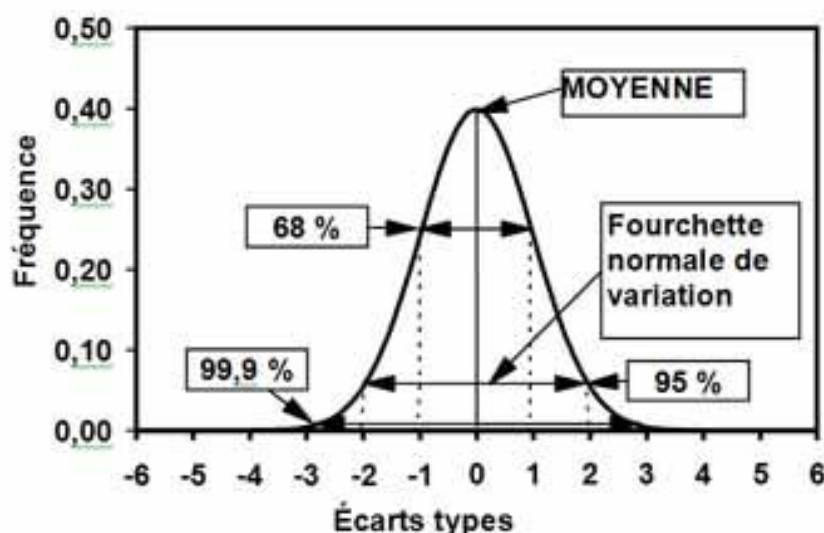


Figure 4.23 Courbe standard normalisée illustrant la fourchette normale. Tirée de Jones et al., 2004, p. 47.

L'étape ultime consiste à vérifier l'hypothèse que le site test se trouve à l'intérieur de la fourchette normale établie. Le RSSBO sous-entend que l'établissement d'une fourchette normale, pour chaque indice biologique mesuré, facilite l'interprétation de la santé biologique des cours d'eau (Jones et al., 2005). Également, l'approche prise par le RSSBO est caractérisée par un seuil de sélection normalisé étroitement associé à un taux d'erreur prévu (Jones et al., 2004). Tel que le modèle BEAST, l'approche multivariée du RSSBO ne permet pas d'identifier les différents niveaux de dégradation parmi les sites altérés (Wright et al., 2000). En ce sens, la fourchette normale référant aux critères

biologiques numériques permet uniquement d'identifier la présence d'un stress, le cas échéant.

4.3.3 Québec

Le ministère de l'Environnement du Québec (aujourd'hui sous l'appellation du ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs) a jeté les premiers jalons sur le territoire provincial à la fin des années 80, se dotant ainsi d'un réseau de surveillance biologique basé sur les indicateurs de la santé des écosystèmes aquatiques. La surveillance biologique, par l'utilisation de macroinvertébrés benthiques, reconnue comme une composante essentielle des programmes de surveillance de la qualité de l'eau, s'insère au cœur de la seconde orientation majeure de la *Politique nationale de l'eau*. Depuis 2003, la surveillance biologique s'est concentrée dans les cours d'eau peu profonds à substrat grossier (Moisan et Pelletier, 2008).

Sélection des sites de référence

L'approche préconisée par le MDDEP est basée sur l'analyse de l'occupation du territoire (*a priori*). En ce sens, la contamination ponctuelle, la perte d'habitat, la dégradation des bandes riveraines, la présence de terres agricoles, la déforestation, le développement municipal et industriel, etc., se doivent d'être absents ou minimaux afin que les sites sélectionnés répondent aux caractéristiques d'une station dite de référence. Des critères de qualité physicochimique de l'eau ainsi que des critères quantitatifs de l'habitat, (en développement au MDDEP) permettent d'aider la sélection *a priori* des stations de référence.

Par exemple, sans les nommer tous, les critères préliminaires de sélection de ces stations se résument comme suit : phosphore total $\leq 0,025$ mg/l (Dodds et al, 1998), azote total $\leq 0,7$ mg/l (Dodds et al, 1998), indice de qualité de l'habitat (IQH) > 75 % (Waite et al, 2000), largeur de la bande riveraine ≥ 18 m (Major et al, 2000), aucun rejet ponctuel (Major et al, 2000), > 50 % de la superficie du bassin versant en forêt (Major et al, 2000), aucune canalisation (Major et al, 2000), aucun barrage en amont de la station de référence (Major et al, 2000), etc (Pelletier, 2008).

Approche multimétrique

Les variables biologiques, exprimant différents aspects de la structure des communautés benthiques, additionnées à des indices simples sélectionnés se résument en trois grandes catégories, soit la richesse taxonomique, la composition taxonomique et la tolérance ou l'intolérance à la pollution. Une description du calcul des métriques et indices simples ainsi que leur réponse face à une augmentation des perturbations sont présentées à l'annexe 7.

D'abord, la richesse taxonomique représente le nombre de taxons, aux différents niveaux d'identification systématique, présents dans un échantillon. Cette métrique reflète la santé de la communauté puisqu'il est reconnu qu'une grande richesse taxonomique est habituellement indicatrice d'un écosystème en santé tandis qu'à l'opposé, une faible valeur de la richesse taxonomique reflète la mauvaise santé du cours d'eau et présente généralement une réponse suite à un accroissement de la dégradation de l'habitat.

Les variables mesurant la composition des communautés d'invertébrés benthiques, deuxième groupe de métriques, représentent le pourcentage de l'abondance d'un taxon ou d'un groupe de taxons sur l'abondance totale des organismes présents dans le site d'intérêt. Selon le taxon étudié, diverses interprétations peuvent être tirées, la réponse suite à une perturbation peut être positive ou négative.

Généralement, les indices de tolérance à la pollution sont calculés à l'aide des cotes de tolérance attribuées à chacun des taxons de macroinvertébrés ainsi qu'à leur abondance relative au sein de l'échantillon. Le pourcentage du taxon dominant est une variable fortement employée afin de mesurer la tolérance à la pollution et permet habituellement d'indiquer la présence d'un agent stressant dans le milieu. L'indice Hilsenhoff, métrique employé massivement par les acteurs de surveillance de la qualité de l'eau, tient compte des cotes de tolérance de chacun des organismes composant la communauté. Cette métrique représente, pareillement aux variables issues des catégories présentées ci-haut, un bon indicateur biologique de la qualité écosystémique des plans d'eau. Les spécificités reconnues de l'indice Hilsenhoff ont trait à la détection de la pollution d'origine organique notamment, l'enrichissement du milieu en milieu nutritif (Hilsenhoff, 1987).

L'évaluation des cours d'eau par l'utilisation d'un seul indice simple ou d'une seule métrique s'avère une démarche relativement subjective et empirique. Selon Karr (1998), les indices biologiques les plus appropriés et les plus intégrateurs englobent plusieurs

caractéristiques mesurables de la communauté. Le développement de l'indice multimétrique permet alors de fournir des évaluations synthétiques plus pertinentes du statut des écosystèmes aquatiques (Karr, 1998; Barbour et al., 1999).

L'Indice de santé biologique à l'essai au MDDEP découle de l'indice multimétrique développé pour la Virginie occidentale, par le WVDEP (Pelletier, 2008). « L'approche multimétrique américaine se base sur la présupposition de la similarité des communautés biologiques en fonction de variables abiotiques, tels l'écorégion ou la sousécorégion » (Grenier, 2007). Afin d'adapter le présent indice aux régions d'intérêts, les métriques biologiques identifiées au niveau du genre et de la famille sont calibrées suite à une analyse statistique entre les stations de référence et les stations tests situées dans le sud du Québec.

Brièvement, l'approche de calibration retenue s'inspire du concept de l'écorégion où les limites dans lesquelles s'appliquent les conditions de référence régionales sont définies. Les variables biologiques révèlent alors les conditions existantes dans un ensemble de sites relativement non détériorés, appartenant à une région et à un type d'habitat relativement homogènes (Barbour et al., 1999).

La sélection des métriques par le WVDEP s'est effectuée par des analyses statistiques de données issues d'une banque de plusieurs stations d'échantillonnage. Les meilleures variables, c'est-à-dire les variables ayant une plus forte discrimination statistique entre les stations impactées et de référence et les variables ayant une forte homogénéité pour les stations de référence ont été sélectionnées. Les analyses effectuées sont inspirées des documents de l'USEPA (Burton and Gerritsen, 2003; United States, 2000).

Le 95^e percentile est employé pour les variables diminuant avec une augmentation des perturbations (figure 4.24a) et le 5^e percentile est employé au niveau des variables qui augmentent suite à une dégradation du milieu (figure 4.24b). L'absence de chevauchement expose et confirme les variables et indices simples discriminants entre les stations de référence et tests.

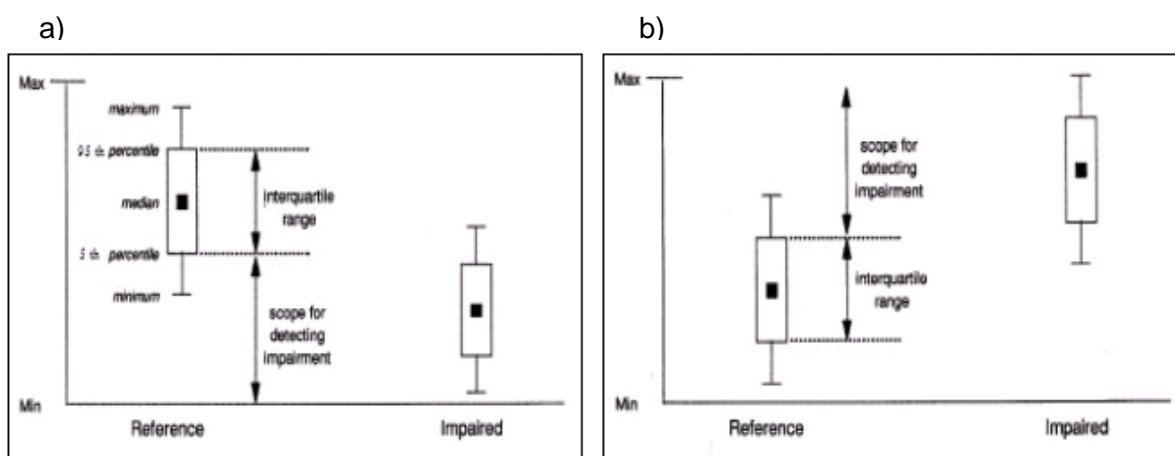


Figure 4.24 Discrimination entre les stations de référence et dégradées en fonction de la réponse des métriques aux perturbations. Tirée de Gibson et al., 1996, p. 41.

De cette analyse ressort six variables grandement employées dans la surveillance biologique et également retenues par le *West Virginia Division of Environmental Protection* : le % EPT, le nombre de taxons EPT, l'indice d'Hilsenhoff, le nombre de taxons, le % du taxon dominant et pour conclure, le % de chironomides (Moisan et Pelletier, 2008).

En somme, la moyenne des six variables présentées permet d'obtenir un indice multimétrique, l'indice de santé biologique. Ce dernier est subdivisé en cinq grandes classes de qualité excluant la zone grise : optimale, sous-optimale, marginale, pauvre et très pauvre (tableau 4.11). Lorsque l'indice calculé se situe dans la catégorie nommée zone grise, l'interprétation de la santé biologique des cours d'eau doit être prudente. Un échantillon figurant dans la zone grise pourrait être sous ou surestimé en raison de la précision de 7,4 unités de l'indice de santé biologique. La valeur finale de l'ISB peut être influencée par plusieurs facteurs tels que l'échantillonnage, le sous-échantillonnage, les variables du micro-habitat, etc. (Burton and Gerritsen, 2003). Les communautés, issues d'une station dans la zone grise, pourraient être en transition, soit vers une dégradation ou une récupération. Le cas échant, il pourrait être nécessaire d'effectuer l'échantillonnage à nouveau afin que l'intégrité biologique de la station test soit déterminée de façon adéquate (Craddoq, 2004).

Tableau 4.11 Échelle d'interprétation de l'indice de santé biologique (ISB).

Indice de santé biologique	Niveau d'interprétation	Classe de qualité
80,0-100	Optimale	Excellente
79,9 – 68,0	Sous-optimale	Bonne
67,9 – 60,0	Zone grise	Zone grise
59,9 – 40,0	Marginale	Moyenne
20,0-39,9	Pauvre	Faible
< 20,0	Très pauvre	Très faible

Selon des analyses préliminaires, l'indice de santé biologique a permis, jusqu'à présent, une évaluation de l'état de santé de nombreux cours d'eau, particulièrement dans le sud du Québec (Pelletier, 2008). Les études en cours au ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs reposent principalement sur la calibration des stations de référence et la poursuite de l'évaluation des petits cours d'eau sur le territoire québécois (Pelletier, 2008). La mise en place d'un programme de surveillance biologique, couplé au développement et à l'élaboration de biocritères, en complémentarité avec les critères de qualité de l'eau, est actuellement en cours en vue d'évaluer la santé globale des plans d'eau et l'intégrité des écosystèmes aquatiques. Les critères de qualité de l'eau regroupent les critères de qualité descriptifs, les critères de qualité chimiques et les critères de qualité relatifs à la toxicité globale aiguë et chronique (Québec, 2008b).

4.4 Australie

La conscience flagrante des menaces anthropiques sur les systèmes riverains incita le déploiement d'une approche d'évaluation valide et efficiente des conditions écologiques sur l'ensemble des territoires australiens. En réponse à la nécessité nationale d'une approche standardisée, le système *Australian River Assessment System* fut développé au cours des années 1990 dans le cadre du *National River Health Program*.

Or, à la lumière des connaissances actuelles, les états australiens ne semblent pas avoir établi de normes biologiques internationales. Toutefois, sous l'égide de *Victorian State Environment Protection Policy*, des objectifs biologiques sont incorporés au sein des législations environnementales en vigueur. Qui plus est, quelques auteurs ont soulevé la

possibilité de dériver des critères biologiques des bandes écologiques issus des ratios O/E du système AusRivAS (Wright et al., 2000; Bailey et al., 2004).

De ce fait, à l'inverse du système RIVPACS qui se doit d'être conforme aux modalités de la DCE, l'approche australienne envisage l'emploi de bandes écologiques, délimitées par le 10^e percentile et 90^e percentile des sites de référence, à titre de normes strictes attestant le maintien de l'intégrité écologique des plans d'eau.

Approche multivariée

Contrairement aux modèles multimétriques traditionnels, l'emploi de l'approche pionnière de RIVPACS et de ses dérivées, notamment le système AusRivAS, pose l'avantage de prédire la faune attendue à un site donné. Bien que dérivée du système RIVPACS, l'approche AusRivAS présente des caractéristiques divergentes. Initialement, l'adoption du modèle multivarié sur le territoire australien impliqua quelques modifications indispensables quant aux techniques d'échantillonnage et à la conception du modèle statistique prédictible.

À prime abord, un modèle statistique spécifique, intégrant les conditions biologiques et environnementales recensées, est développé au sein de l'ensemble des régions identifiées. L'élaboration de modèle spécifique à chaque région accentue l'occurrence prédictive des communautés biologiques, tout en dressant un portrait global du territoire australien. Au même titre que de nombreuses approches d'évaluation biologique internationale, le système australien adopte une méthodologie nationale standardisée (figure 4.25).

De surcroît, les microhabitats retrouvés au sein des divers plans d'eau sont évalués individuellement sous la base d'une méthodologie d'échantillonnage stricte, estimant la composition des assemblages biologiques retrouvée. Les informations de l'habitat aux échelles du bassin hydrographique et local sont primordiales à l'établissement des groupes biologiques de référence.

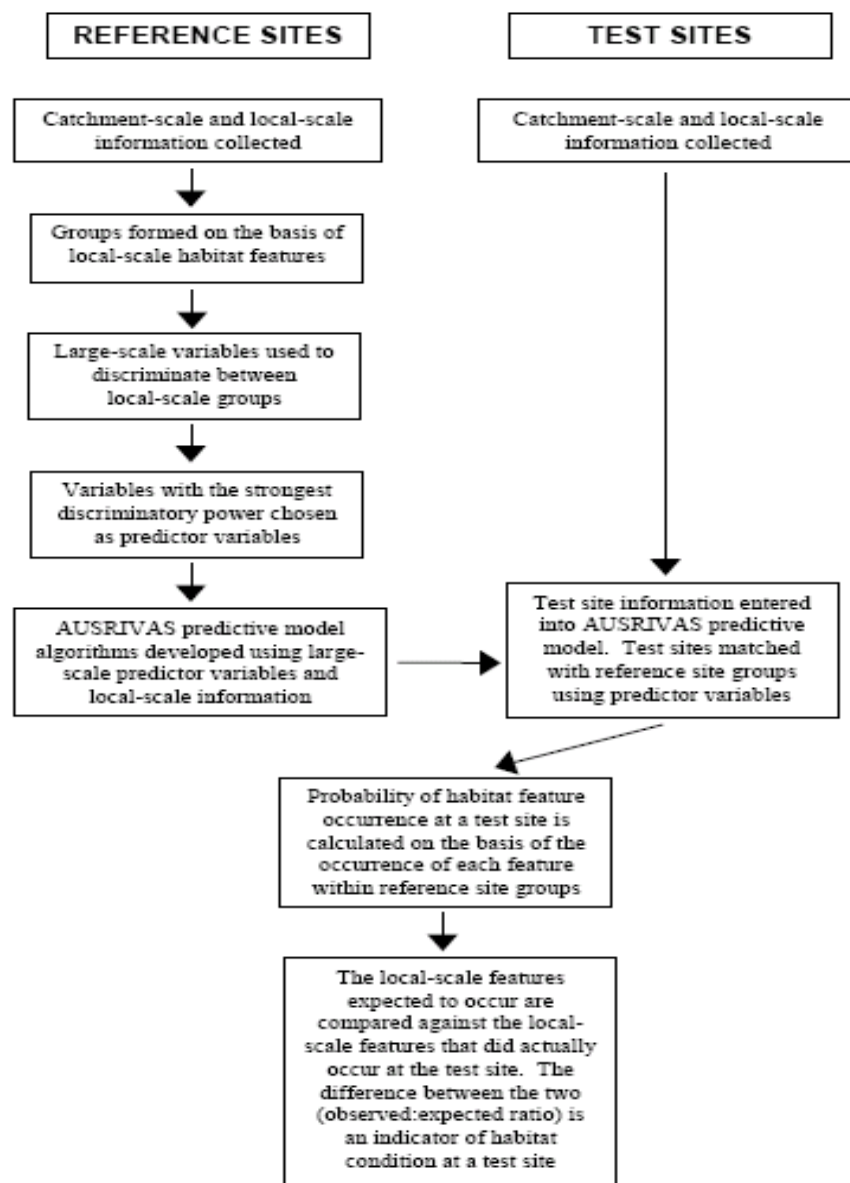


Figure 4.25 Méthodologie standardisée associée à l'établissement des conditions écologiques de l'habitat. Tirée d'Australie, 2009, [En ligne].

Subséquentement, les composantes physiques à large échelle sont employées afin de discriminer entre les groupes locaux établis. En effet, le modèle AusRivAS se réfère à des analyses multiples discriminantes de sorte à engendrer des sous-groupes biologiques pondérés par l'intermédiaire de paramètres discriminants. Une à une, les variables environnementales sont insérées au modèle statistique afin de sélectionner celles assurant la plus forte discrimination entre les groupes biologiques. Basée sur la distance, la probabilité qu'un taxon se retrouve au site test est pondérée afin d'associer le groupe

d'appartenance au taxon d'intérêt (CCME, 2006a). À l'opposé de RIVPACS, seuls les taxons ayant une probabilité d'occurrence supérieure à 50 % sont insérés dans l'analyse discriminante. De fait, la variabilité naturelle procure un impact moindre à la sensibilité du modèle statistique. Il reste sans conteste qu'un nombre adéquat de taxons doit faire l'objet de l'analyse afin que les résultats s'avèrent robustes et sensibles. Les travaux de Simpson et Norris (2000) ont démontré que le rejet des taxons affichant une occurrence inférieure à 50 % demeure scientifiquement valide.

La mesure écologique d'un site test correspond étroitement à celle du modèle statistique RIVPACS. D'emblée, lorsque le nombre ou le type de taxons recueillis à un site ne répond pas à ce qui est attendu, la qualité de l'eau ou les conditions de l'habitat sont jugées limitées en regard à leur potentiel naturel. Ainsi, grâce à l'identification d'une communauté biologique de référence, la dégradation écologique potentielle peut être évaluée. Tel que le ratio O/E de RIVPACS, l'échelle issue de l'approche AusRivAS s'échelonne de 0 à 1, représentant un *continuum* de conditions écologiques. Afin de faciliter l'interprétation des résultats, le *continuum* est scindé en bandes distinctes, délimitant les conditions écologiques impactées des conditions dites de référence.

L'écart acceptable du ratio O/E est délimité par le 90^e percentile et le 10^e percentile des sites de référence (CCME, 2006a). Ainsi, un site test affichant un ratio inférieur au 10^e percentile indique une perte de taxa anormale, tandis qu'un site supérieur au 90^e percentile présente une faune plus riche en comparaison de celle attendue (tableau 4.12). De surcroît, une standardisation de la largeur des bandes d'évaluation écologiques est déterminée par la bande A, référant aux 10^e et 90^e percentiles des sites de référence. La limite de la bande B débute au 10^e percentile, séparée par la distance entre la bande A et B, suit ensuite la bande C avec une distance équivalente aux précédentes. Toutefois, la bande D est déterminée par la différence entre la valeur minimale et le ratio O/E équivalant à 0 (CCME, 2006a). Les sites plus riches en comparaison à la valeur attendue équivalent à la bande X, et décèlent habituellement un enrichissement en matière organique. Ces derniers correspondent aux valeurs supérieures du 90^e percentile des sites de référence.

En somme, quatre bandes caractérisent le schéma écologique, soit les conditions de référence, sous les conditions de référence, fortement sous les conditions de référence, et plus riche que les conditions de référence (Simpson and Norris, 2000).

Tableau 4.12 Bandes écologiques issues du modèle statistique AusRivAS. Modifié de CCME, 2006a, p.21.

Bandes écologiques	Limites des bandes	Statuts écologiques	Descriptions narratives
X	Au dessus du 90 ^e percentile.	Plus riche que les conditions de référence.	<ul style="list-style-type: none"> - Nombre de taxa supérieur à ce qui est attendu; - Biodiversité «hot spot» potentielle; - Enrichissement en matière organique; - Irrigation continue du régime hydraulique au sein d'un cours d'eau normalement intermittent.
A	10 ^e et 90 ^e percentiles.	Conditions de référence.	<ul style="list-style-type: none"> - Valeur de l'indice centrée sur 80 % des sites de référence.
B	Sous le 10 ^e percentile, distance équivalente à la bande A.	Sous les conditions de référence.	<ul style="list-style-type: none"> - Nombre de taxa inférieur à ce qui est attendu; - Impact potentiel de la qualité de l'eau, ou de la qualité de l'habitat, ou des deux résultant à une perte de taxa.
C	Sous la bande B, distance équivalente à la bande B.	Fortement sous les conditions de référence.	<ul style="list-style-type: none"> - Nombre de taxa largement inférieur à ce qui est attendu; - Perte de taxa attribuable à un impact substantiel sur la qualité de l'eau ou de l'habitat.
D	0 à bande C.	Appauvri.	<ul style="list-style-type: none"> - Plusieurs taxa attendus sont manquants; - Sévère dégradation de l'environnement.

Plusieurs distinctions majeures caractérisent les deux systèmes multivariés présentés. À l'opposé du système RIVPACS, un regroupement préliminaire non pondéré est employé par l'approche australienne afin de classer les sites en accordance à la faune benthique. Ensuite, l'analyse de discriminants multiples est effectuée afin de sélectionner la variable environnementale prédictible discriminant la classification des groupes (CCME, 2006a). Par ailleurs, les différents habitats, notamment les plats courants, seuils, lits, etc., au sein d'un même cours d'eau, sont échantillonnés individuellement dans l'approche AusRivAS. De ce fait, les modèles prédictibles sont développés indépendamment pour chaque état et région du territoire australien, et ce, sous la base du type d'habitat majoritaire, tandis que le modèle RIVPACS est déployé à l'échelle pan britannique. Également, les modèles

spécifiques de l'AusRivAS sont applicables à des saisons distincts ou combinées, et pour chaque type d'habitat retrouvé au près de chaque écorégion (CCME, 2006a).

4.5 Nouvelle-Zélande

La conscientisation collective face à la précarité de l'eau au cours des années 1970 laissa place à une régulation accrue de la ressource. Aux dépens d'une analyse à large échelle, la loi confinée à la conservation générale de l'eau et des sols (*Water and Soil Conservation*) prit un tournant drastique au début des années 1990. En ce sens, le *Ressource Management Act* mit en place une législation spécifique destinée à la gestion intégrée et durable de la ressource eau et des écosystèmes aquatiques (Winterbourne, 1999). Désormais, cette loi impose un système de classification de la qualité de l'eau soutenu de standards stricts et de protocoles standardisés à l'échelle nationale (Winterbourne, 1999).

Diverses approches similaires sont employées par les conseils régionaux et autorités territoriales de la Nouvelle-Zélande. À la fois, les modèles prédictibles et les indices biotiques sont intégrés aux programmes de surveillance biologique, notamment en regard de leur caractère complémentaire. Également, les analyses multivariées telles que l'Analyse canonique des correspondances (ACC) et l'Analyse multidimensionnelle non métrique (NMDS), apportent des informations supplémentaires aux analyses multimétriques et sont, par le fait même, incorporées aux divers programmes (Stark and Maxted, 2007).

Notons que l'approche sélectionnée pour les fins de l'essai est issue du *National Institute of Water and Atmospheric Research* (NIWA) de la Nouvelle-Zélande. Toutefois, un clin d'œil à l'indice multimétrique de Stark (1985) et ses dérivés Stark et Maxted (2007) est également inséré au portrait en raison des fondements de base qu'ils représentent.

Indices multimétriques MCI, QMCI et SQMCI

Analogue à l'indice *Average Score Per Taxon* (ASPT) de RIVPACS, le *Macroinvertebrate Community Index* (MCI) de Stark (1985) mesure l'occurrence relative d'un taxon à un site donné. Initialement, en fonction du niveau d'enrichissement organique, les valeurs de tolérance des taxons d'intérêts ont été développées par l'analyse des communautés biologiques présentes (Stark, 1985). Ultérieurement, des variantes quantitative et semi-

quantitative ont été apportées au MCI et se présentent sous la forme des *Quantitative Macroinvertebrate Community Index* (QMCI) et *Semi-quantitative Macroinvertebrate Community Index* (SQMC) (Stark and Maxted, 2007).

La méthodologie quantitative (QMCI) est étroitement dérivée du *Biological Monitoring Working Party (BMWP) de RIVPACS* et se résume au calcul de la densité des macroinvertébrés présents à un site donné (nombre par m²). En raison de la variabilité spatiale et temporelle de la structure des communautés biologiques, notamment en réponse aux conditions hydrologiques et du substrat, cette approche impose de nombreuses limites (Stark et al., 2001). Or, les métriques développées ne sont pas uniquement confinées aux catégories de la richesse et de l'abondance taxonomique, mais peuvent, par exemple, faire état de la composition taxonomique (Collier and Kelly, 2005a). À l'opposé, l'approche semi-quantitative (SQMCI) incite le compte fixe d'organismes et le calcul d'une variété de métriques découlant de la richesse taxonomique et de l'abondance relative. Spécifiquement, une échelle de points répartie en cinq catégories (rare, commun, abondant, très abondant et très, très abondant) caractérise le SQMCI. Le choix de l'approche dicte la gamme de paramètres et de métriques désirant être incorporés à l'analyse biologique des cours d'eau (Collier and Kelly, 2005a).

Exemple du territoire de Taranaki

Le *Regional Ecological Monitoring of Streams* (REMS), implanté depuis 1997, fut modifié par le *Ministry for the Environment* (MfE) en 2001 en raison des lacunes soulevées. À ce jour, le programme couvre près de 100 cours d'eau distincts sur l'ensemble du territoire de la Nouvelle-Zélande et offre un guide cohérent à la sélection des sites de référence (Stark et al., 2001). Les modifications effectuées, notamment le nombre et la répartition géographique des sites de référence, sont venues resserrer l'approche de surveillance et renforcer la comparaison des types de plans d'eau similaires au sein d'une même écorégion ou d'écorégions distinctes (Collier and Kelly, 2005b).

Approche multimétrique

Le processus de sélection des sites de référence repose sur cinq grandes étapes clés, référant à une approche en entonnoir soit, 1) l'identification des sites potentiels basée sur une sélection *a priori*, soutenue de critères strictes, 2) la sélection des sites basée sur une approche aléatoire, couvrant les divers types et zones de cours d'eau, 3) la vérification sur

place des sites de référence sélectionnés, 4) la collecte des informations biologiques, physiques et chimiques et 5) l'analyse des données amassées afin de déterminer le patron de distribution et d'identifier la redondance, le cas échéant (figure 4.26)(Collier and Kelly, 2005b).

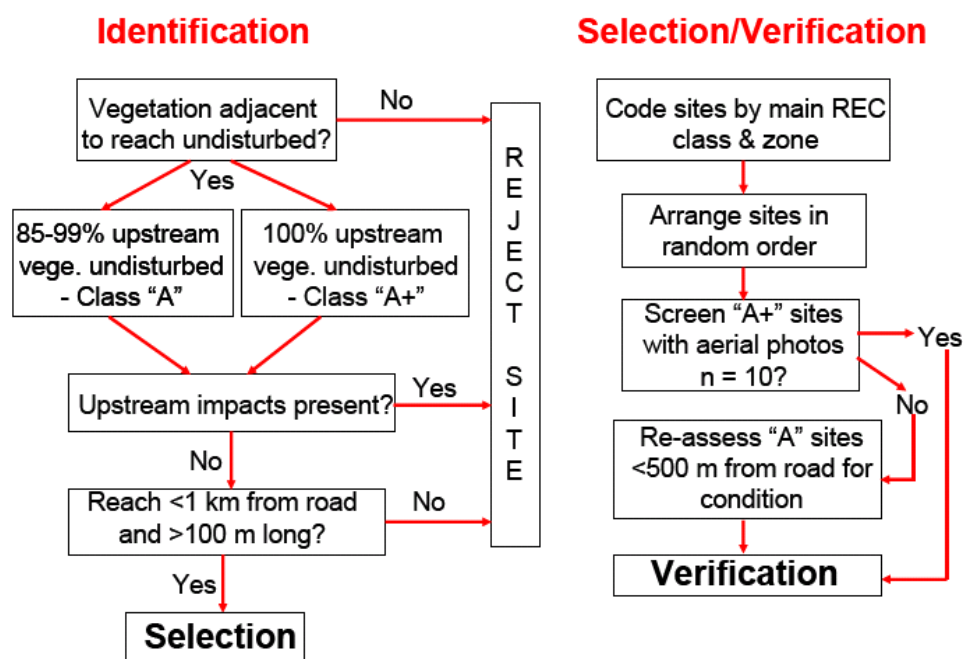


Figure 4.26 Processus d'identification et de sélection des sites de référence. Tirée de Collier and Kelly, 2005a, p. 10.

Le *River Environment Classification system* (REC), produit pour le MfE par le NIWA, est employé à l'échelle nationale afin d'identifier le type de cours d'eau régional dominant. Spécifiquement, le système représente une approche hiérarchique où chaque facteur subdivise subséquentement la classe précédente en plusieurs classes. Cette typologie est basée sur les caractéristiques du climat, de la géologie, de la topographie et de l'utilisation du territoire (Collier and Kelly, 2005b). Une identification plus fine, basée sur l'ordre de Strahler et les attributs locaux du territoire, peaufine la classification des cours d'eau. Les analyses statistiques soulèvent que 55 % de variation rencontrée au sein des communautés benthiques peut être expliqué par la classification de type REC (Collier and Kelly, 2005b). La classification de type REC diffère des classifications usuelles. D'abord, elle repose sur l'évaluation des composantes environnementales au niveau d'échelles spatiales multiples et, dans un deuxième temps, la classification apparaît comme une

mosaïque linéaire démontrant le patron longitudinal typique de la répartition géographique des propriétés des écosystèmes fluviaux (Collier and Kelly, 2005b).

La sélection des sites de référence doit être effectuée en fonction du type de plan délimité par l'approche REC. Quatre classes de qualité sont identifiées par l'entremise de critères stricts, soit les classes A⁺, A, B et C, au sein desquelles, la sélection des sites de référence est prise en compte (tableau 4.13).

Tableau 4.13 Catégories des sites de référence de la Nouvelle-Zélande. Modifié de Collier and Kelly, 2005a, p.1.

Catégories	Types de sites de référence	Descriptions des sites de référence
A⁺	Pristine	Aucune modification anthropique dans le bassin versant.
A	Près de pristine	Impacts mineurs au sein du bassin, mais d'importantes sections naturelles le caractérisent.
B	Gestion efficace	Site représentant les meilleures conditions environnementales locales et régionales pour un type de plan d'eau.
C	Référence locale	Site local ne rencontrant pas les critères de référence, mais qui toutefois, représente un site à lequel d'autres sites tests peuvent être comparés.

Les critères de sélection reposent essentiellement sur l'absence de modifications mineures dans le bassin versant (1-15 % d'utilisation du territoire), en addition à la présence d'une bande riveraine adjacente adéquate, et l'absence de structures anthropiques telles que les routes, mines, carrières, réservoirs, etc. (Collier and Kelly, 2005b).

L'évaluation de l'intégrité écologique des plans d'eau englobe l'échantillonnage de paramètres physicochimiques de l'eau, physiques de l'habitat, ainsi que les periphytons, les macrophytes et les macroinvertébrés benthiques, indicateurs biologiques de la qualité des écosystèmes aquatiques.

Les paramètres physicochimiques et physiques, tels que la vitesse, le pH, la conductivité, la composition du lit, la bande riveraine, etc. sont combinés en un indice de qualité de l'habitat, l'*Invertebrate Habitat Quality Index* (IHQI). L'échelle d'interprétation de l'IHQI présente quatre classes de qualité soit, très bonne (60 à 100), bonne (40 à 60), moyenne (20 à 40) et pauvre (inférieur à 20) (Biggs et al., 2002). Notons que l'échelle de l'indice de

qualité de l'habitat présente des valeurs négatives jusqu'à l'occurrence de -50, et ce, en raison des facteurs de pondération alloués aux paramètres physiques. Préalablement à l'intégration de ces derniers au sein de l'indice de qualité de l'habitat, les paramètres physiques, notamment le substrat dominant, la sédimentation, l'utilisation du territoire et la végétation de la bande riveraine, affichent une série de critères pondérés de sorte à obtenir un indice de qualité spécifique. Par exemple, une station à dominance de roche mère, à sédimentation accrue, et adjacente à des structures anthropiques pourrait déclasser la qualité de l'habitat. En dépit d'une faible utilisation du territoire, la station pourrait afficher un score de qualité de l'habitat négatif (Biggs et al., 2002).

Approche multimétrique

Sous la base de niveaux d'échantillonnage (niveau 1 : présence/absence, niveau : 2 dénombrement de taxons spécifiques), la collecte des macroinvertébrés repose sur la sélection spécifique de 17 taxons qui, une fois intégrés, permettent de visualiser la santé globale de l'écosystème. D'emblée, les variables biologiques récoltées sont exprimées sous la forme de métriques calibrées de sorte à obtenir des valeurs réparties sur une échelle de tolérance à la pollution physique et chimique. Notons que la majorité des valeurs de tolérance est basée sur le MCI de Stark (1985).

Spécifiquement, l'indice multimétrique combiné s'échelonne de 1 à 10, 10 étant de qualité supérieure. L'indice présente cinq classes de qualité soit, excellente (8-10), bonne-très bonne (6 -7,9), moyenne (4-5,9), pauvre (2-3,9) et très pauvre (0-1,9). Dépendamment des composantes physicochimiques et physiques de l'habitat, diverses interprétations découlent de l'analyse multimétrique et permettent d'anticiper la qualité de l'eau (Biggs et al., 2002). L'approche multimétrique répond uniquement à la présence et à l'absence de taxons dans le plan d'eau à l'inverse des approches usuelles où les caractéristiques telles que l'abondance et la richesse taxonomiques sont mises en lumière (Biggs et al., 2002).

L'étape ultime consiste à intégrer le score de l'indice multimétrique et de l'indice de qualité de l'habitat. Chaque type de plans d'eau, issu de la classification REC, est alors affilié à un graphique où la santé générale du plan d'eau est préalablement démontrée (figure 4.27) (Biggs et al., 2002). Un exemple du calcul de l'indice multimétrique combiné développé par le NIWA est présenté à l'annexe 8.

«bonne - très bonne», est visée par les instances environnementales de sorte à maintenir l'intégrité écologique des écosystèmes.

Approche multivariée

Une approche multivariée est également employée sur le territoire afin de statuer sur la santé globale des écosystèmes aquatiques et identifier le paramètre environnemental discriminant la structure des communautés benthiques. En ce sens, une analyse *Non-metric Multi-Dimensional Scaling*, employant le coefficient de similarité de Bray Curtis, permet de mesurer la similarité entre l'abondance taxonomique et la présence/absence des métriques biologiques. Ce faisant, une station de référence hypothétique, ayant une valeur de 1, est inclus dans l'analyse, et ce, pour chacune des métriques prisées. Spécifiquement, une analyse de similarité (ANOSIM), afin d'isoler les différences entre les types de substrats et les classes REC définies, caractérise l'approche multivariée prisée. La corrélation de Spearman permet ensuite d'extrapoler les relations entre les variables biologiques et environnementales sur l'axe d'ordination (Collier and Kelly, 2005b).

5 ANALYSE DES APPROCHES INTERNATIONALES ET ÉLABORATION DE BIOCRITÈRES

5.1 Variabilité des approches de surveillance biologique internationales

Les nuances différenciant les autorités internationales permettent de mettre en perspective les variabilités intrinsèques des programmes de biosurveillance. Certes, chacune des approches préconisées mondialement présente des lacunes et limites distinctes. Sans les nommer toutes, notons l'absence de politique obligeant le maintien des réseaux de surveillance biologique à long terme, le manque de coordination et d'harmonisation des approches, la difficulté de normaliser les différences naturelles biogéographiques et méthodologiques, le manque d'expertise en ce qui a trait à la taxonomie des macroinvertébrés, l'hétérogénéité terminologique au sein des banques de données, la complexité des liens de causalité entre les sources et les impacts observés ainsi que le niveau de précision que nécessite les métriques afin de discriminer entre deux types de qualité sur un gradient de contamination (CCME, 2006a). Cette disparité est palpable, entre autres, en raison de l'échelle spatio-temporelle à laquelle les programmes de surveillance sont appliqués. En outre, les différences s'expriment particulièrement au niveau du caractère obligatoire versus incitatif. Encore, en raison du manque de conciliation et d'harmonisation entre les divers acteurs de l'eau (CCME, 2006a).

Or, les fondements de base qui origines des approches demeurent similaires en raison de l'objectif partagé, qui se résume essentiellement au maintien de l'intégrité écosystémique des milieux aquatiques. Ainsi, quelque soit l'approche sélectionnée, la rigueur scientifique et l'expertise professionnelle, soutenues par un programme d'assurance qualité et contrôle qualité (AQ/CQ), semblent garantir la fiabilité et la véracité des critères biologiques en vigueur auprès des législations internationales. L'annexe 9 présente une grille synthèse des approches multivariées et multimétriques internationales, ainsi que les biocritères narratifs et numériques qui en découlent.

5.2 Lacunes et limites de l'approche québécoise

En l'absence d'objectifs fixes, concrets et précis, la *Politique nationale de l'eau* affiche des lacunes quant à l'avancement des démarches destinées à l'atteinte des orientations convoitées. L'eau y est certes définie comme patrimoine collectif, mais qu'en est-il des droits et responsabilités de chacun des acteurs concerné par la gestion de l'eau ?

Effectivement, aucune législation n'exige l'utilisation de biocritères sur la scène nationale et provinciale (CCME, 2006a).

Le développement et l'utilisation des critères biologiques formels accusent alors un décalage par rapport aux critères de la qualité de l'eau de surface usuels qui englobent généralement les critères de qualité descriptifs, les critères de qualité chimiques et les critères relatifs à la toxicité globale aiguë et chronique (Québec, 2008b). Ces derniers servent, entre autres, « d'outils de référence pour évaluer l'intégrité chimique des écosystèmes aquatiques » (Québec, 2008b). Bien que les critères usuels reflètent les exigences pour la santé publique et les écosystèmes aquatiques dans une optique de préservation et de maintien des usages de l'eau et des ressources biologiques aquatiques (Québec, 2008b), les critères biologiques quant à eux, sont confinés aux orientations de la *Politique nationale de l'eau*, de la *Loi affirmant le caractère collectif des ressources eaux et visant à renforcer leur protection* et de la *Loi sur le développement durable*. Ces dernières sont directement liées au maintien de la capacité de support des écosystèmes, et visent explicitement la remise des cours d'eau à l'état initial ou dans un état s'en rapprochant. Ceci revêt qu'afin de suivre la cadence, l'établissement de barèmes stricts demeure le prélude essentiel à l'évaluation de l'intégrité écosystémique.

5.3 Positionnement de l'approche québécoise sur l'échiquier international

En regard du portrait international, il est possible d'attribuer le mérite relatif aux approches de surveillance multivariées et multimétriques quant à l'application de critères biologiques. Or, il s'agit de sélectionner la méthodologie adéquate face aux composantes de l'environnement récepteur et aux enjeux environnementaux locaux.

5.3.1 Sélection de l'approche représentative

De sorte à orienter la sélection, une analyse comparative des programmes de surveillance internationaux fondée sur la rigueur scientifique est effectuée préalablement à la sélection des biocritères.

Sélection des programmes de surveillance biologiques rigoureux

Quatre paramètres basés sur les travaux de Yoder and Barbour (2009) sont employés afin de décrire le niveau de rigueur scientifique. Ces derniers sont la précision, la comparabilité, l'intégrabilité et l'efficacité. Spécifiquement, la précision fait appel à une

délimitation suffisamment juste des conditions de référence et des classes de qualité de l'eau. Le second paramètre a trait à la comparabilité face aux approches de surveillance biologique, notamment en termes de détection de la dégradation de l'écosystème et de classification de la qualité de l'eau. L'intégralité réfère à l'inclusion de composantes physiques, chimiques et biologiques. Également, ce paramètre couvre l'établissement de la relation entre la réponse biologique et les activités anthropiques. En dernier lieu, l'efficience vise un programme de surveillance rigoureux et fiable où le rapport coûts/efficacité permet un système de gestion efficace de la ressource. Afin d'assurer une cohérence tout au long du processus de sélection, une pondération est accordée, le plus objectivement possible, à l'ensemble des critères de sélection. Celle-ci repose sur la rigueur, la fiabilité et la reproductibilité (tableau 5.1).

Tableau 5.1 Signification qualitative des pondérations employées pour les analyses des programmes de surveillance biologique et de critères biologiques.

Cote pondérée	Rigueur/Fiabilité/Reproductibilité
1	Faible
2	Moyenne
3	Élevée

La sommation des notes assignées pour chacun des paramètres issus des programmes internationaux permettra de cibler les approches de biosurveillance les plus rigoureuses en regard des caractéristiques prisées. Le tableau 5.2 présente les classes de rigueur scientifique, établies de façon arbitraire, ainsi que le degré de protection et de maintien de l'intégrité écosystémique qui en découle. Les programmes ayant une valeur supérieure à 18 seront maintenus pour l'analyse subséquente, soit celle des programmes de critères biologiques. La grille d'analyse des cotes de rigueur scientifique attribuées à chacun des paramètres de sélection est présentée au tableau 5.3.

Tableau 5.2 Classes et interprétation du niveau de rigueur scientifique des programmes de surveillance biologique en fonction de la protection de la ressource eau.

Classes de rigueur		Niveau de rigueur scientifique	Interprétation du niveau de rigueur
<10	< 48 %	Rigueur scientifique faible	Processus incomplet quant au maintien de l'intégrité écosystémique
11-16	48 – 79 %	Rigueur scientifique moyenne	Processus intermédiaire quant au maintien de l'intégrité écosystémique
17-21	≥ 80 %	Rigueur scientifique élevée	Processus complet et intégré quant au maintien de l'intégrité écosystémique

Tableau 5.3 Analyse comparative des programmes de surveillance biologique internationaux en fonction de la rigueur scientifique.

Paramètres de sélection	Programmes de surveillance biologique										
	Mai.	Oh.	WV	AQEM	Fr.	UK	RCBA	Ont.	QC	Aus.	NZ
Précision - Conditions de référence - Classes de qualité de l'eau	3	2	2	3	3	3	3	3	2	2	2
	2	3	3	3	3	3	2	2	3	3	3
Comparabilité - Détection du niveau de dégradation de l'écosystème - Classification de la qualité de l'eau	2	3	3	3	3	1	1	1	3	2	3
	2	3	3	3	3	3	2	2	3	3	3
Intégralité - Inclusion des composantes physiques, chimiques et biologiques - Établissement de la relation entre la réponse biologique et les activités anthropiques	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3
	1	2	2	3	3	2	2	2	2	2	3
Efficience - Rapport coûts/efficacité permettant un système de gestion efficace	2	3	3	3	3	2	2	2	3	2	3
Sommation	15	19	17	21	21	17	15	15	19	17	20

Légende : État du Maine (Mai.), État de l'Ohio (Oh.), État de la Virginie occidentale (WV), projet de standardisation AQEM (AQEM), France (Fr.), Royaume-Uni (UK), Réseau canadien de biosurveillance aquatique (RCBA), Ontario (Ont.), Québec (QC), Australie (Aus.) et Nouvelle-Zélande (NZ).

Selon le tableau d'analyse, huit états affichent des notes égales ou supérieures à 17 et par le fait, présentent une rigueur scientifique élevée. Ces derniers sont les programmes de l'Ohio, de la Virginie occidentale, d'AQEM, de la France, du Royaume-Uni, du Québec, de l'Australie et de la Nouvelle-Zélande. Ces programmes de surveillance biologique semblent être complets, et semblent intégrer les diverses composantes environnementales de sorte à assurer la protection de l'intégrité écosystémique.

Les programmes du Maine, du RCBA et de l'Ontario présentent un niveau de rigueur moyen, notamment en raison des paramètres qui suivent : discrimination entre deux types de qualité sur un gradient de contamination, précision quant à la délimitation des classes de qualité de l'eau et établissement de la relation entre la réponse biologique et les activités anthropiques. Ces trois approches multivariées présentent des lacunes et donc, ne peuvent être maintenues pour l'analyse des critères biologiques. Des informations plus détaillées sur l'attribution des cotes de rigueur scientifique sont présentées à l'annexe 10.

Parmi les approches retenues, seulement cinq autorités gouvernementales octroient une force légale et obligatoire à l'élaboration de critères biologiques. Ces dernières sont alors maintenues pour l'analyse subséquente.

Sélection des programmes de critères biologiques rigoureux

De sorte à renchérir et renforcer l'évaluation biologique des cours d'eau, il convient de dresser une liste des caractéristiques intrinsèques que doivent présenter les biocritères. En raison des limites de l'essai susmentionnées, seulement quelques critères de sélection ont été proposés. Ainsi, les méthodologies liées à l'implantation de biocritères narratifs et numériques doivent :

- Assurer le maintien de la capacité de support du milieu;
- Supporter et maintenir l'intégrité physique, chimique et biologique;
- Être adapté à l'échelle spatiale de référence;
- Discriminer entre les classes d'altération correspondant à des seuils écologiques;
- Fournir des informations scientifiques sur l'état de santé global des plans d'eau;

- Protéger les biotes et habitats les plus sensibles ainsi que les communautés biologiques naturelles;
- Être claires et facile d'interprétation pour les utilisateurs;
- Être scientifiquement valide;
- Avoir un bon rapport coûts/efficacité;
- Détection de l'agent stressant et identification du niveau de dégradation environnementale.

Un poids relatif en fonction de l'importance que revêtent les critères d'analyse est ajouté. Les critères les plus importants voient alors leur pondération multipliée par 2, tandis que la pondération de ceux plus banals est multipliée par 1. La même pondération ayant trait à la rigueur scientifique est employée pour chacune des caractéristiques que doivent présenter les critères biologiques (tableau 5.1).

Suivant la même logique, les programmes internationaux affichant les notes les plus élevées seront maintenus de sorte à dicter les pistes de suggestions quant à l'implantation de critères biologiques cadrant aux exigences législatives québécoises. Le tableau 5.4 présente les classes de rigueur et le niveau d'interprétation scientifique en fonction du maintien de la protection de la ressource eau.

Tableau 5.4 Classes et interprétation du niveau de rigueur scientifique des programmes de critères biologiques en fonction de la protection de la ressource eau.

Classes de rigueur		Niveau de rigueur scientifique	Interprétation du niveau de rigueur
< 27	< 50 %	Rigueur scientifique faible	Processus incomplet quant au maintien de l'intégrité écosystémique
27 - 54	50 – 79 %	Rigueur scientifique moyenne	Processus intermédiaire quant au maintien de l'intégrité écosystémique
43 - 54	≥ 80 %	Rigueur scientifique élevée	Processus complet et intégré quant au maintien de l'intégrité écosystémique

La grille d'analyse des cotes de rigueur scientifique attribuées à chacun des critères de sélection est présentée au tableau 5.5.

Tableau 5.5 Analyse des programmes de biocritères en fonction des caractéristiques essentielles que doivent présenter ces derniers.

Caractéristiques et pondérations		Programmes de biocritères				
Caractéristiques des biocritères	Poids	Oh.	WV	AQEM	Fr.	UK
- Assurer le maintien de la capacité de support du milieu.	2	3	3	3	3	3
- Supporter et maintenir l'intégrité physique, chimique et biologique.	2	3	3	3	3	3
- Être adapté à l'échelle spatiale de référence.	2	2	2	3	3	3
- Discriminer entre les classes d'altération correspondant à des seuils écologiques.	2	2	2	3	3	2
- Fournir des informations scientifiques sur l'état de santé global des plans d'eau.	2	3	3	3	3	3
- Protéger les biotes et habitats les plus sensibles ainsi que les communautés biologiques naturelles.	2	2	2	2	2	2
- Être claires et facile d'interprétation pour les utilisateurs.	1	3	3	3	3	2
- Être scientifiquement valide.	2	3	3	3	3	3
- Avoir un bon rapport coûts/efficacité.	1	3	3	3	3	2
- Identification du niveau de dégradation environnementale.	2	2	2	2	3	2
Somation	-	46	46	50	52	46

Légende : État de l'Ohio (Oh.), État de la Virginie occidentale (WV), projet de standardisation AQEM (AQEM), France (Fr.) et Royaume-Uni (UK).

En regard des analyses effectuées, il appert que l'ensemble des approches analysées présente des notes supérieures à 43, indiquant une rigueur scientifique élevée. Les programmes découlant d'AQEM et celui de la France exposent les notes les plus élevées. Le programme AQEM diffère de celui de la France uniquement en raison du paramètre lié à l'identification du niveau de dégradation environnementale. Ce programme se voit attribué une note inférieure par rapport au celui de la France dû aux traits bioécologiques que ce dernier insère à l'analyse multimétrique. Ainsi, les métriques ayant trait aux caractéristiques biologiques et écologiques peaufinent l'évaluation écosystémique et le cas échéant, permet une détection plus précise d'un agent stressant dans le cours d'eau. D'autre part, le paramètre lié à la protection des biotes et des habitats les plus sensibles ainsi que les communautés biologiques naturelles affichent une cote pondérée moyenne en fonction de la rigueur, de la fiabilité et de la reproductibilité, et ce, pour l'ensemble des programmes de critères biologiques. Bien que les traits bioécologiques de la France apportent un supplément à l'évaluation, une cote de 2 est attribuée à tous les programmes en raison de la complexité qu'implique la surveillance des cours d'eau et la sensibilité des écosystèmes aquatiques face à une dégradation du milieu.

Les programmes de l'Ohio et de la Virginie occidentale affichent des notes inférieures par rapport aux programmes précédents. Trois critères, soit l'identification du niveau de dégradation environnementale, l'exactitude de l'échelle spatiale de référence et la discrimination entre les diverses classes écologiques, sont imputables aux résultats obtenus. Bien que ces programmes de biocritères soient valides scientifiquement, une calibration relativement aux conditions de référence apparaît indéniable. Malgré le fait que des critères spécifiques quant à l'établissement de sites de référence soient développés, ces derniers pourraient être peaufinés, notamment en faisant l'objet d'une calibration plus précise en fonction des spécificités faunistiques et floristiques locales.

La discrimination entre les milieux aquatiques dégradés et ceux non altérés s'avère indispensable afin d'identifier les critères opérationnels et rigoureux, capables d'élucider les classes d'altération correspondant aux seuils écologiques distincts. De ce fait, une amélioration quant à la délimitation des classes de santé globale et par extension, de la détection du niveau de dégradation sur le gradient de perturbation est primordiale de sorte à assurer une évaluation écosystémique juste et adéquate. En effet, seul trois classes de

qualité découlent des biocritères instaurés par l'État de l'Ohio alors que l'approche multimétrique de l'État de la Virginie occidentale engendre uniquement deux formes de critères biologiques, soit supérieure ou inférieure à la valeur numérique établie. Par ailleurs, notons qu'une zone grise est calculée pour l'WVSCI de sorte à témoigner de la transition des communautés benthiques, soit vers une dégradation ou une récupération. Bien que ces approches multimétriques s'avèrent rigoureuses, elles ne permettent pas de couvrir l'ensemble des classes de qualité de l'eau établies, et offrent que très peu d'informations sur le niveau de dégradation du plan d'eau.

Le modèle RIVPACS du Royaume-Uni affiche également une note inférieure à ceux de la France et du projet AQEM. Bien que ce modèle inclus les quatre catégories de métriques exigées par la DCE, des limites perdurent en raison des caractéristiques intrinsèques de l'approche multivariée. Ces dernières se résument au rapport coûts/efficacité élevé, au manque de précision quant à l'identification du niveau de dégradation environnementale ainsi qu'à la difficulté et le manque de clarté qu'impose l'interprétation des résultats pour les utilisateurs.

En ce qui a trait aux critères biologiques narratifs, les catégories de la richesse, la composition, la diversité taxonomiques ainsi que de la présence de taxon sont employées pour l'État de l'Ohio. En addition, l'État de la Virginie occidentale insère à l'analyse multimétrique les catégories liées au degré de tolérance à la pollution et aux groupes fonctionnels (Burton and Gerritsen, 2003).

Les biocritères narratifs rencontrés au niveau des États américains ne diffèrent donc que très peu de ceux issus des exigences de la DCE, où tous les États membres se doivent d'insérer à l'analyse les catégories de la composition et diversité taxonomiques, l'abondance relative et le ratio entre taxons sensibles et résistants aux pressions de toutes natures.

5.3.2 Pistes de suggestions pour les programmes de surveillance biologique et de biocritères

Suite à la sélection en entonnoir des approches internationales les plus rigoureuses, il est possible de cibler les paramètres déficients afin de contrer les lacunes existantes. De fait, les pistes de suggestions visant l'implantation de critères biologiques sur le territoire

québécois se doivent de remplir la liste de critères de sélection établie afin de poser des actions concertées compte tenu des objectifs prisés. L'approche optimale serait donc en mesure d'identifier le niveau de perturbation le plus faible, et de protéger les habitats, les biotes et les écosystèmes les plus sensibles.

Programmes de surveillance biologique

Le calcul des métriques à l'échelle paneuropéenne résulte initialement d'une classification *a priori* des plans d'eau sous la base du type de dégradation dominant au sein de l'hydroécorégion. Préférentiellement, les mêmes métriques ou groupe de métriques sont priorisés au sein de chaque type de perturbation principal, soit la dégradation morphologique, la pollution organique et l'acidification. Par exemple, afin d'établir l'état de santé préliminaire des cours d'eau, la classification *a priori* appose une cote variant de 1 (site de référence) à 5 (mauvaise condition probable), score standardisé par le consortium AQEM. La standardisation préliminaire facilite donc la sélection des sites de référence et l'attribution ultérieure des classes de qualité écologique.

Par ailleurs, l'approche multimétrique privilégiée par la France, soit l'inclusion de traits bioécologiques, est très appropriée afin d'assurer une gestion intégrée de la ressource et le maintien de l'intégrité écosystémique. En effet, les traits bioécologiques posent l'avantage d'appréhender la structure fonctionnelle des communautés biologiques. De sorte à générer des profils bioécologiques spécifiques, une note d'affinité est également attribuée aux modalités bioécologiques. Variant de 0 à 5, la note d'affinité est allouée à chaque unité taxonomique de la communauté benthique. L'insertion des traits bioécologiques pose l'avantage de discriminer certains types d'habitats, de cibler des sites dégradés, d'estimer la fonction de l'écosystème, d'inclure divers paramètres prédictifs et d'utiliser une large échelle d'application.

Également tel qu'il a été mentionné antérieurement, plusieurs auteurs stipulent qu'un indice combiné, faisant à la fois état de l'approche multivariée et multimétrique, pourrait combler quelques unes des lacunes inhérentes aux approches de surveillance biologique et accentuer le pouvoir des outils de prédiction de l'état des écosystèmes. Prenons l'exemple de l'étude portant sur les communautés de macroinvertébrés proposée par Grenier (2007). Cette dernière pourrait inspirer le développement d'un indice combiné qui

serait réalisé suite à une analyse de correspondance, basée uniquement sur la structure et le niveau d'intégrité des communautés de macroinvertébrés benthiques. L'approche proposée permettrait dès lors, d'évaluer le niveau de dégradation de l'écosystème en fonction de la distance à la référence sur un gradient d'altération. Également, des seuils de changements écologiques associés aux biotes pourraient être instaurés sur le territoire québécois. Ces derniers permettraient de contrer la classification arbitraire qu'imposent les niveaux de dégradation usuels.

Il est présumé que les pistes de suggestions étalées permettraient de calibrer d'avantage l'analyse multimétrique québécoise aux caractéristiques locales et par conséquent, de poser un diagnostic plus précis de l'état de santé global du cours d'eau. Or, il reste sans conteste que des ajustements en regard des paramètres existants demeurent essentiels. Afin que le portrait de la qualité de l'eau soit précis, juste et significatif en fonction de l'échelle spatiale, soit celle permettant de rencontrer la gamme de processus physicochimiques structurants la composition des communautés biologiques, il apparaît incontestable de poursuivre et peaufiner les analyses scientifiques vouées à l'établissement des conditions de référence. À juste titre, une calibration plus fine relativement aux particularités locales et régionales et l'ajout de sites de référence sont essentiels. Ces ajustements invoquent un défi de taille en raison du processus systématique et itératif que représente la surveillance biologique. Ces derniers nécessitent alors une approche expérimentale, et imposent des ressources importantes, s'échelonnant sur plusieurs années.

Programmes de critères biologiques

Selon le portrait dressé au chapitre précédant, la sélection de percentiles pourrait servir de balise à l'établissement de critères biologiques. Mondialement, cette dernière représente l'approche majoritairement employée lors de délimitation des classes de qualité de l'eau.

Toutefois, une sélection préliminaire des sites de référence pourrait s'effectuer préalablement à l'établissement des seuils numériques. Par exemple, l'approche de l'État de l'Ohio retient, à titre de référence, seulement les sites ayant une valeur de l'indice multimétrique supérieure à 95 %. Encore, la sélection préliminaire pourrait étroitement s'inspirer de la classification *a priori* observée auprès des approches découlant du projet

de standardisation AQEM où l'élimination des sites potentiellement dégradés par la présence d'un agent stressant dans le milieu en résulte.

Malgré le fait que l'Australie et la Nouvelle-Zélande n'instaurent pas les critères biologiques sur une base obligatoire, les approches permettant de dériver ces derniers sont très intéressantes. En effet, le modèle multivariée AusRivAS définit quatre bandes écologiques en fonction des 10^e et 90^e percentiles des sites de référence. Il serait donc approprié d'investiguer d'avantage sur la sensibilité et de la variabilité naturelle qui apparaît dans les systèmes aquatiques de sorte à sélectionner les percentiles adéquats, permettant d'assurer la protection, la productivité et la pérennité des écosystèmes.

Également, l'approche québécoise pourrait tirer profit de l'exercice d'interprétation de l'intégrité écosystémique instauré par la Nouvelle-Zélande. Cette dernière insère, dans un même graphique, les scores de l'indice multimétrique et de l'indice de qualité de l'habitat. Cette approche permet alors une évaluation intégrée des paramètres physiques, chimiques et biologiques du plan d'eau. L'emplacement d'un point (combinaison des indices) dans la zone de qualité est alors sujet à des commentaires narratifs sur l'état de santé des plans d'eau, le cas échéant, réfère à des pistes de suggestions visant à restaurer les plans d'eau dégradés.

En regard du portrait international, il appert que les pistes de suggestions quant aux programmes de surveillance biologique et de critères biologiques se résument comme suit :

Programme de surveillance biologique

- Classification *a priori* des plans d'eau sous la base du type de dégradation dominant au sein du bassin versant;
- Inclusion de traits bioécologiques afin d'appréhender la structure fonctionnelle des communautés biologiques;
- Création d'un indice combiné, faisant à la fois état de l'approche multivariée et multimétrique, et intégration de seuils de changement écologique.

Programme de critères biologiques

- Sélection des percentiles des sites de référence pour l'élaboration des critères numériques;
- Sélection des sites de référence ayant des valeurs de l'indice multimétrique supérieures à 95 %;
- Classification *a priori* des plans d'eau et assignation d'une cote de qualité écologique;
- Intégration des indices biologique, chimique et physique dans un même graphique et annexer des commentaires narratifs sur l'état de santé global des plans d'eau, le cas échéant, établir des mesures coercitives visant à restaurer les plans d'eau dégradés.

5.3.3 Élaboration de biocritères narratifs et numériques potentiels

Pour les fins de l'essai, deux scénarios quant à l'élaboration de critères numériques peuvent être dégagés. Les recommandations pour le ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs sont alors fortement inspirées des exigences de la DCE, notamment en raison des notes supérieures obtenues suite à l'analyse comparative. Également, l'approche multimétrique préconisée par le WVDEP est retenue en raison des nombreuses ressemblances qu'elles présentent avec la méthodologie québécoise.

D'abord, l'approche prise sur le territoire paneuropéen a été maintenue et réfère à une sélection *a priori*, basée sur des critères de sélection stricts. Une seconde classification, soit *a posteriori*, permet ensuite d'assurer avec plus d'exactitude l'état de santé des sites de référence potentiels. Au niveau de cette approche, la sélection des critères numériques s'effectue par le biais des 25^e et 75^e percentiles. Quatre critères numériques distincts en découlent, soit les limites des classes de qualité excellente, bonne, moyenne, et des classes regroupées faible et très faible.

Encore, une classification qui dérive explicitement de l'approche du WVDEP est proposée. La sélection des 75^e, 25^e, 10^e et 5^e percentiles des sites de référence caractérise la seconde approche maintenue. Pareillement, les critères biologiques numériques permettront de délimiter respectivement les classes de qualité excellente, bonne, moyenne, et les classes regroupées faible et très faible.

Les critères narratifs proposés sont par ailleurs identiques en regard des scénarios proposés. De fait, les trois grandes catégories de métriques, soit la composition et la diversité taxonomiques, ainsi que la tolérance et l'intolérance à la pollution sont visées. Les critères narratifs font alors état de la réponse de la structure des communautés benthiques en fonction du gradient de dégradation de l'environnement. Le tableau 5.6 résume les critères potentiels numériques et narratifs suggérés dans le cadre de l'essai.

Tableau 5.6 Classes de qualité de l'eau et biocritères narratifs et numériques potentiels.

Classe de qualité	Biocritères numériques		Biocritères narratifs	Intégrité écologique
	Classification <i>a priori</i> et <i>a posteriori</i> des sites de référence	Classification <i>a priori</i> des sites de référence		
Excellente	Sélection des 25 ^e et 75 ^e percentiles des sites de référence de qualité excellente.	Sélection du 75 ^e percentile des sites de référence.	<ul style="list-style-type: none"> - Les métriques issues de la composition et la richesse taxonomiques correspondent totalement ou presque totalement aux conditions de référence. - Les métriques issues de la tolérance et l'intolérance à la pollution ne permettent pas de déceler une détérioration par rapport aux conditions de référence. 	Maintien de la capacité de support des écosystèmes et de l'intégrité écosystémique.
Bonne	Sélection des 25 ^e et 75 ^e percentiles des sites de référence de qualité bonne.	Sélection du 25 ^e percentile des sites de référence.	<ul style="list-style-type: none"> - Les métriques issues de la composition et la richesse taxonomiques présentent une légère modification par rapport aux conditions de référence. - Les métriques issues de la tolérance et l'intolérance à la pollution permettent de déceler une légère détérioration par rapport aux conditions de référence. 	Maintien de la capacité de support des écosystèmes et de l'intégrité écosystémique.
Zone grise		Zone entre les 25^e et 10^e percentiles	Zone grise où certains paramètres peuvent avoir une influence notable sur l'interprétation de l'indice qui en découle.	Données insuffisantes
Moyenne	Sélection des 25 ^e et 75 ^e percentiles des sites de référence de qualité moyenne.	Sélection de 5 ^e percentile des sites de référence.	<ul style="list-style-type: none"> - Les métriques issues de la composition et la richesse taxonomiques diffèrent modérément par rapport aux conditions de référence. - Les métriques issues de la tolérance et l'intolérance à la pollution permettent de déceler une modification des groupes taxonomiques sensibles au dépend des ceux tolérant à la pollution, indiquant une détérioration modérée par rapport aux conditions de référence. 	Maintien partiel de la capacité de support des écosystèmes et de l'intégrité écosystémique.
Faible	Écart interquartile équidistant pour l'établissement des classes faible et très faible.	Inférieur au 5 ^e percentile des conditions de référence.	<ul style="list-style-type: none"> - Les métriques issues de la composition et la richesse taxonomiques diffèrent de façon très substantielle par rapport aux conditions de référence. - Les métriques issues de la tolérance et l'intolérance à la pollution permettent de déceler une modification importante des groupes taxonomiques sensibles au dépend des ceux tolérant à la pollution, indiquant une détérioration importante (ou marquée) par rapport aux conditions de référence. 	Non atteinte du maintien de la capacité de support des écosystèmes et de l'intégrité écosystémique.
Très faible	Écart interquartile équidistant pour l'établissement des classes faible et très faible.	Inférieur au 5 ^e percentile des conditions de référence.	<ul style="list-style-type: none"> - Les métriques issues de la composition et la richesse taxonomiques diffèrent sévèrement par rapport aux conditions de référence. - Les métriques issues de la tolérance et l'intolérance à la pollution permettent de déceler une modification très importante des groupes taxonomiques sensibles au dépend des ceux tolérant à la pollution, indiquant une détérioration très importante par rapport aux conditions de référence. 	Non atteinte du maintien de la capacité de support des écosystèmes et de l'intégrité écosystémique.

Les critères biologiques sont confinés aux orientations de la *Politique nationale de l'eau*, du projet de loi n° 27, de la *Loi sur le développement durable*. D'emblée, ils sont directement liées au maintien de la capacité de support des écosystèmes et de l'intégrité écosystémique, et visent explicitement la remise des cours d'eau en l'état initial ou dans un état s'en rapprochant. Les classes de qualité excellente et bonne doivent donc être en mesure d'assurer une protection et un maintien total de la capacité de support des écosystèmes et de l'intégrité écosystémique. La classe de qualité moyenne présente quant à elle des conditions intermédiaires, indiquant une détérioration modérée par rapport aux conditions de référence. À défaut de rencontrer les biocritères narratifs et numériques, les classes de qualité pauvre et très pauvre caractérisent des sites dégradés par la présence d'un agent stressant dans le milieu (tableau 5.6).

Selon ces constats, les biocritères potentiels soumis à l'attention du MDDEP, bien qu'ils soient hypothétiques, permettent de rencontrer l'ensemble des critères de sélection établi tout en tenant compte des exigences et des concepts stipulés au cœur des réformes législatives gouvernementales. Rappelons que dans le contexte des évaluations environnementales, les critères biologiques narratifs et numériques doivent être perçus comme complémentaires plutôt qu'à titre de substitution des critères usuels physicochimiques.

La portée et le degré de précision préconisés doivent reposer sur une connaissance exhaustive des composantes environnementales et des processus de leurs écosystèmes. Ainsi, dès que les critères relatifs à l'intégrité écosystémique seront standardisés à l'échelle régionale et sanctionnés par les paliers gouvernementaux, ils permettront de parfaire le processus de surveillance biologique. Il sera donc possible de rencontrer les finalités visées, soit le maintien de la diversité, de la productivité et de la pérennité des écosystèmes aquatiques. Le cas échéant, l'instauration de mesures de protection, de restauration et d'aménagement visant à accentuer la protection de l'environnement pourra alors être entamée.

CONCLUSION

Véritable sujet d'actualité environnementale internationale, les critères biologiques offrent une gamme étendue d'informations cruciales liées à la gestion de l'eau. Ces normes permettent entre autres de s'adapter à la réalité éloquente des impacts de l'anthropisation sur les environnements naturels. Or, en dépit de la levée manifeste que présente la conscientisation collective et l'engagement des divers acteurs face à la protection de la ressource, l'intégrité écosystémique continue d'être menacée et les impacts sur la biodiversité sont sans précédent.

Diverses directives cadres exigent le respect et le maintien de l'intégrité de la ressource eau sur le plan international. Tandis que certaines instances environnementales octroient une force légale et obligatoire à l'élaboration de critères biologiques, d'autres exercent leurs activités sur une base volontaire.

Sur la prise en compte du développement durable, les règles de gouvernance de l'eau, fondées sur la gestion intégrée et concertée, constituent un engagement majeur de la *Politique nationale de l'eau*. La ressource eau, richesse à caractère d'intérêt collectif faisant désormais partie du patrimoine commun, s'inscrit au cœur de nombreuses lignées d'actions. Tenant compte des enjeux tant locaux que régionaux, ces dernières visent le respect de la capacité de support des écosystèmes aquatiques. Toutefois, à l'instar de nombreuses approches internationales, des lacunes persistent, et ce, malgré la volonté des paliers gouvernementaux d'octroyer un statut prioritaire à la gestion de l'eau. Les actions visant la protection, la restauration et la mise en valeur des plans d'eau, accusent alors un fort décalage relativement aux orientations convoitées.

Afin de pallier le retard encouru, la mise en place d'efforts coordonnés et homogènes, couplés à des objectifs précis et ambitieux apparaît incontournable. Pour répondre à cette problématique, l'essai de recherche visait à proposer une méthodologie liée au développement de critères biologiques narratifs et numériques, éléments d'appréciation de l'intégrité écologique des eaux de surface. Afin d'explicitier ce dernier, deux objectifs spécifiques étaient convoités. Le premier objectif visait à dresser un portrait des programmes de surveillance biologique internationaux afin de cibler les perspectives d'avenir à prioriser quant aux besoins d'outils et d'approches calibrés aux variabilités naturelles régionales. Le second objectif prit forme suite à l'analyse comparative. Ce

dernier visait à guider l'élaboration et l'implantation de critères biologiques numériques et narratifs de sorte à renchérir l'évaluation de l'état de santé global des plans d'eau. Puisque la relation existante entre les éléments et les objectifs environnementaux demeure le prélude essentiel à l'évaluation de l'intégrité écosystémique, une attention minutieuse a dû être posée tout au long de l'ouvrage.

L'exercice de réflexion et de prospection quant aux approches américaines, européennes, canadiennes et australiennes a permis de cibler les nuances différenciant les autorités internationales. En ce sens, il a été possible de mettre en perspective les variabilités intrinsèques des programmes de biosurveillance et d'attribuer le mérite relatif aux approches de surveillance multivariées et multimétriques quant à l'application de critères biologiques.

L'analyse comparative effectuée par l'entremise des paramètres de la précision, la comparabilité, l'intégrabilité et l'efficience a permis de cibler les programmes de surveillance biologique internationaux les plus rigoureux. Ces derniers ont ensuite fait l'objet d'une analyse fine, basée sur les caractéristiques intrinsèques que doivent présenter les biocritères. Afin de suivre la cadence, des ajustements en regard des paramètres existants ont par ailleurs été soulevés. La sélection de l'échelle spatiale, soit celle permettant de rencontrer la gamme de processus physicochimiques structurants la composition des communautés biologiques est essentielle à ce que l'évaluation de l'intégrité écosystémique soit précise, juste et significative. En ce sens, la poursuite des analyses scientifiques vouées à l'établissement des conditions de référence est encouragée.

La seconde analyse comparative a permis de dégager deux scénarios possibles. Il est apparu que suite à une calibration plus fine des sites de référence, notamment à la sélection des échelles spatiales et temporelles adaptées aux particularités locales et régionales, ainsi qu'à la sélection d'indices simples et de métriques adéquats, l'établissement des critères biologiques numériques pourrait s'arrêter sur la sélection de percentiles. D'abord, l'approche standardisée appliquée à l'échelle paneuropéenne a été maintenue et réfère à une sélection *a priori*, basée sur des critères de sélection stricts, suivi d'une classification *a posteriori*. Cette seconde classification permet d'assurer avec plus d'exactitude la sélection des sites de référence et raffine à la fois, l'évaluation de l'état de santé global des cours d'eau. La seconde approche maintenue repose sur une

classification dérivant explicitement de l'approche de la Virginie occidentale. Cette dernière est basée sur la sélection des 75^e, 25^e, 10^e et 5^e percentiles des sites de référence. Les critères narratifs proposés sont par ailleurs identiques relativement aux scénarios potentiels, et font état de la réponse de la structure des communautés benthiques en fonction du gradient de dégradation de l'environnement.

Les nuances soulevées, différenciant les autorités internationales, permettent de mettre en perspective les lacunes et les limites distinctes des programmes de biosurveillance. Les disparités rencontrées mondialement sont palpables, notamment en raison de l'échelle spatio-temporelle à laquelle les programmes environnementaux sont appliqués, ou encore en raison du caractère obligatoire versus incitatif que prend forme les critères biologiques.

Dû au manque de conciliation et d'harmonisation entre les divers acteurs de l'eau, les lacunes étalées ne peuvent être contrées. Ces dernières se résument essentiellement à la normalisation des différences naturelles biogéographiques et méthodologiques, à l'identification des limites discriminant entre deux types de qualité sur un gradient de contamination et à l'éclaircissement des liens de causalité entre les sources et les impacts observés. Également, la plage des actions issues de la surveillance biologique est très vaste et complexe, notamment puisque que la capacité de support du milieu récepteur couvre une vision intégrée des composantes sociales, environnementales et économiques. La planification des initiatives visant l'élaboration de normes biologiques représente alors un processus itératif, et se doit d'être flexible afin d'incorporer les variabilités naturelles.

L'arrimage de politiques, plans et protocoles visant les critères biologiques, en complémentarité à ceux couvrant les critères de qualité de l'eau de surface, apparaît incontournable. À terme, une détection précoce de la présence d'un agent stressant dans le milieu inciterait le développement immédiat de stratégies de contrôle appropriées, et permettrait d'amenuiser en retour, les pressions sur l'environnement. Or, l'attribution du caractère préventif plutôt que curatif aux orientations environnementales demeure la clé de voûte, et serait plus que bénéfique à la protection de l'intégrité écosystémique.

RÉFÉRENCES

- Affeltranger, B. et Laserre, F. (2003). La gestion par bassin versant : du principe écologique à la contrainte politique – le cas du Mékong. *VertigO – La revue en sciences de l'environnement*, vol. 4, n° 3, 15 p.
- Afnor, A. (1992). Essais des Eaux. Détermination de l'indice biologique globale normalisé (IBGN). Norme homologuée T 90-350, p.1-8.
- André, P, Delisle, C.E. et Revret, J.-P. (2003). L'évaluation des impacts sur l'environnement : Processus, acteurs et pratique pour un développement durable. Deuxième édition édition, Montréal, Presses internationales Polytechnique, 519 p.
- AQEM. (2002). Manual for the Application of the AQEM System: A Comprehensive Method to Assess European Streams Using Benthic Macroinvertebrates, Developed for the Purpose of the Water Framework Directive. *In AQEM*, [En ligne]. <http://www.aqem.de/mains/products.php> (Consulté le 31 mai 2009).
- Archaimbault, V. (2009a). Utilisation des macroinvertébrés benthiques comme outils de bioindication en France et à l'étude européenne. Ministère de l'Écologie et du Développement Durable, CEMAGREF, Département Gestion des Milieux Aquatiques, 20 p.
- Archaimbault, V. (2009b). Traits biologique et macroinvertébrés. Ministère de l'Écologie et du Développement Durable, CEMAGREF, Département Gestion des Milieux Aquatiques, 27 p.
- Archaimbault, V. (2009c). Comment définir qu'une métrique biologique est pertinente pour discriminer deux classes de qualité sur un gradient de contamination ? Ministère de l'Écologie et du Développement Durable, CEMAGREF, Département Gestion des Milieux Aquatiques, 12 p.
- Australie. Australian Government. (2009). Australian Rivers Assessment Systems (AusRivAS). *In Australian Government*, [En ligne]. <http://ausrivas.canberra.edu.au/> (Page consultée le 24 février 2009).
- Bailey, R.C, Norris, R.H. and Reynoldson, T.B. (2004). Bioassessment of Freshwater Ecosystems Using the Reference Condition Approach. Kluwer Academic Publishers, Boston, MA, USA. 167 p.
- Barbour, M.T, Gerritsen, J., Snyder, B.D. and Stribling, J.B. (1999). Rapid bioassessment protocols for use in streams and wadeable rivers: periphyton, benthic macroinvertebrates and fish. U.S. Environmental Protection Agency, Office of water, Washington, D.C. Second edition EPA 841-B-99-002, 339 p.
- Barbour, M.T, Swietlik, W.F., Jackson, S.K., Courtemanch, D.L., Davies, S.P. and Yoder, C.O. (2000). Measuring the attainment of biological integrity in the USA: a critical element of ecological integrity. *Hydrobiologia* 422/423, p.453-464.

- Berryman, D. (1990). Sélection des nouveaux indicateurs de la qualité des cours d'eau du Québec. Ministère de l'Environnement du Québec, Direction de la qualité de l'eau des cours d'eau. Rapport no. QE-90-05, Envirodoq no. EN900140 QE/67/1, 77 p.
- Biggs, B.J.F, Kilroy, C., Mulcock, C.M. and Scarsbrook, M.R. (2002). New Zealand Stream Health Monitoring and Assessment Kit. Stream Monitoring Manual. Version 2. NIWA Technical Report 111. 190 p.
- Bonada, N, Prat, N., Resh, V.H. and Statzner, B. (2006). Developments in Aquatic Insect Biomonitoring : A comparative Analysis of Recent Approaches. Annu. Rev.Entomol, vol.51, p. 495-523.
- Bowman, M.F, Somers, K .M. and Reid, R.A. (2003). A simple method to evaluate whether a biological community has been influenced by anthropogenic activity. In proceedings of the 30th Annual Aquatic Toxicity Workshop, 28 september-1 October, 2003, Ottawa, Ontario. Edited by K.S. Heyley, S. Roe, A.J. Niimi. Canadian technical Report, 125 p.
- Brundtland. (1987). Notre Avenir à Tous. Rapport de la *Commission mondiale sur l'environnement et le développement* (CMED). Éditions du FLEUVE, Québec, p.51-77.
- Buffagni, A, Erba, S. and Furse, M.T. (2007) A simple procedure to harmonize class boundaries of assessment systems at the pan-European scale. Environmental science and policy IO, p.109-724.
- Burton, J. and Gerritsen, J. (2003). A Stream Condition Index for Virginia Non-Costal Streams. Tetra Tech, Inc, 163 p.
- Cainrs, J. and Pratt, J.R. (1993). A history of biological monitoring using benthic macroinvertebrates. Klumer Academic Publishers, 473 p.
- Canada. Environnement Canada. (2006). Au sujet de CABIN. In *Environnement Canada*, [En ligne]. http://cabin.cciw.ca/Main/cabin_about.asp?Lang=fr-ca (Page consultée le 9 mars 2009).
- Canada. Environnement Canada. (2008). Réseau Canadien de Biosurveillance Aquatique; Manuel de terrain. Sciences et technologie, Eau. 64 p.
- Canada. Environnement Canada. (2009). Les standards pancanadiens. In *Environnement Canada*, [En ligne]. <http://www.ec.gc.ca/RegistreLCPE/agreements/cws.cfm> (Page consultée le 24 juillet 2009).
- Canadian Council of Ministers of the environment (CCME). (2006a). Developing biocriteria as a water quality assessment tool in Canada: Scoping assessment, 51 p.
- Canadian Council of Ministers of the environment (CCME). (2006b). Un cadre pancanadien pour la surveillance de la qualité de l'eau. Groupe sur la surveillance de la qualité de l'eau, PN 1370, 31 p.
- Chandesris, A, Wasson, J.B., Pella, H., Sauget, E. and Mengin, N. (2006). Typologie des cours d'eau de France métropolitaine. Ministère de l'Écologie et du

Développement Durable, CEMAGREF, Département Gestion des Milieux
Aquatiques, 64 p.

- Chaves, M.L, Chainho, P.M., Costa, J.L., Prat, N. and Costa, M.J. (2005). Regional and local environmental factors structuring undisturbed benthic macroinvertebrate communities in the Mondego River basin, Portugal. *Arch. Hydrobiologia*, vol.163, p.497-523.
- Ciesielka, I.K. and Bailey, R.C. (2007). Hierarchical structure of stream ecosystems: consequences for bioassessment. *Hydrobiologia* n°586, p.57-67.
- Collier, K, Haigh, A. and Kelly, J. (2005a). Regional guidelines for ecological assessments of freshwater environments: Macroinvertebrate sampling in wadeable streams. Environment Waikato, ISSN: 1172-4005, 65 p.
- Collier, K, Haigh, A. and Kelly, J. (2005b). Development of a Reference Site Network for Invertebrate Monitoring of Wadeable Streams in the Waikato. Environment Waikato, ISSN: 1172-4005, 43 p.
- Davies, P.S, Tsomides, L.T., DiFranco, J.L. and Courtemanch, D.L. (1999). Biomonitoring retrospective; fifteen year summary for Maine rivers and Streams. Division of Environmental Assessment, 135 p.
- Davis, S.W. and Simon, T.P. (1993). Biological Assessment and Criteria: tools for water resource planning and decision making. Lewis Publishers, 29 p.
- Dodds, W.K, J.R. Jones. and Welch, E. B. (1998). Suggested classification of stream trophic state; distribution of temperate stream types by chlorophyll, total nitrogen, and phosphorus. Division of Biology, Kansas State University. *Wat. Res.*, vol. 32, n° 5, p 1455-1462.
- Europe. European Union. (2000). Directive 2000/60/EC of European Parliament and of the Council Official Journal of the European Communities, 72. p.
- Europe. European Commission. (2003a). Waternote 7 : Intercalibration - a common scale for European waters. In *Europa, European Commission, Environment, Water*, [En ligne]. http://ec.europa.eu/environment/water/water-framework/index_en.html (Page consultée le 21 mai 2009).
- Europe. European Commission. (2003b). Common implementation strategy for the Water Framework Directive (2000/60/EC) Guidance Document No 13 Overall Approach to the Classification of Ecological Status and Ecological Potential. *Europa, European Commission, Environment, Water*, [En ligne]. http://circa.europa.eu/Public/irc/env/wfd/library?l=/framework_directive/guidance_documents/classification_ecologica/ EN 1.0 &a=d (Page consultée le 21 juin 2009).
- Flammarion, P. (2008). L'OMENA l'organisme technique de référence sur le fonctionnement écologique, la connaissance et la gestion des écosystèmes aquatiques. Office National de l'eau et des milieux aquatiques, 47 p.

- France. Ministère de l'Écologie, de l'Énergie, du Développement durable et de la Mer. (2004a). Document de cadrage pour la constitution et la mise en œuvre du réseau de sites de référence pour les eaux douces de surface (cours d'eau et plans d'eau). In *Ministère de l'Écologie, de l'Énergie, du Développement durable et de la Mer*, [En ligne]. <http://www.ecologie.gouv.fr/Les-guides-de-mise-en-oeuvre-de-la.html> (Page consultée le 05 juin 2009).
- France. Ministère de l'Écologie, de l'Énergie, du Développement durable et de la Mer. (2004b). Circulaire DCE 2004/08 relative à la constitution et la mise en œuvre du réseau de sites de référence pour les eaux douces de surface (cours d'eau et plans d'eau) en application de la directive 2000/60/DCE du 23 octobre 2000 du Parlement et du Conseil établissant un cadre pour une politique communautaire dans le domaine de l'eau. In *Ministère de l'Écologie, de l'Énergie, du Développement durable et de la Mer*, [En ligne]. http://www.ecologie.gouv.fr/IMG/eau/050125_circulaire_DCE_2004-08.pdf. (Page consultée le 12 février 2009).
- France. Ministère de l'Écologie, de l'Énergie, du Développement durable et de la Mer. (2009a). Eau et milieux aquatiques. In *Ministère de l'Écologie, de l'Énergie, du Développement durable et de la Mer*, [En ligne]. <http://www.developpement-durable.gouv.fr/> (Page consultée le 12 février 2009).
- France. CEMAGREF sciences, eaux et territoires. (2009b). Systèmes aquatiques. In *CEMAGREF sciences, eaux et territoires*, [En ligne]. <http://www.cemagref.fr/les-dossiers-thematiques/systemes-aquatiques> (Page consultée le 2 février 2009).
- France. CEMAGREF sciences, eaux et territoires. (2009c). La Directive Cadre Européenne sur l'Eau. In *CEMAGREF sciences, eaux et territoires*, [En Ligne]. <http://www.cemagref.fr/les-dossiers-thematiques/systemes-aquatiques> (Page consultée le 31 mai 2009).
- Furse, M.T. Hering, D., Moog, O., Verdonchot, P.F.M., Sandin, L., Brabec, K., Gritsalis, K., Buffagni, A., Pinto, P., Friberg, N., Murray-Bligh, J., Kokes, J., Alber, R., Usseglio-Polatera, P., Haase, P., Sweeting, R., Bis, B., Szoszkiewicz, K., Soszka, H., Springe, G., Sporka, F. and Krno, I. (2006). The STAR project: context, objectives and approaches. *Hydrobiologia*, vol. 566, p. 3-29.
- Gagnon, E. (2009). SurVol Benthos – Bilan 2006-2008. Groupe d'éducation et d'écovigilance de l'eau (G3E), 50 p.
- Gagnon, E. et Gangbazo, G. (2007). Efficacité des bandes riveraines : analyse de la documentation scientifique et perspectives. Ministère du Développement Durable de l'Environnement et des Parcs, Direction des politiques de l'eau. ISBN : 978-2-550-49213-9, 17 p.
- Gangbazo, G. (2006). La gestion intégrée de l'eau par bassin versant : une voie d'expression du développement durable. Ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs, Fiche n°4, 9 p.

- Gangbazo, G, Richard, Y. et Pelletier, L. (2006). L'analyse de bassin versant. Ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs, Fiche n°6, 12 p.
- Garric, J. et Archaimbault, V. (2007). Méthodologie de l'évaluation de la qualité des sédiments : Outils écotoxicologique et écologique. Colloque Hydroécologie; les sédiments dans les écosystèmes continentaux, Tours, 19-20 novembre 2007. France, Europe, CEMAGREF Lyon.
- Genin, B, Chauvin, C. et Menard, F. (1997). Cours d'eau et indices biologiques : pollution méthodes. IBGN, Dijon, ENESA-CNERTA, 202 p.
- Gibson, G.R, Barbour, M.T., Stribling, J.B., Gerritsen, J. and Karr, J.R. (1996). Biological criteria: Technical guidance for streams and small rivers. Revised ed. U.S. Environmental Protection Agency, Office of water, Washington, D.C. EPA 822-B-96-001, 144 p.
- Grenier, M. (2006). Modélisation de la structure des communautés de diatomées et de macroinvertébrés benthiques en réponse aux variations de la qualité de l'eau et de l'habitat dans les rivières du Québec. Institut national de la recherche scientifique (INRS-ETE), Québec, 118 p.
- Grenier, M. (2007). Identification des communautés de référence de macro-invertébrés pour l'évaluation du niveau d'intégrité écologique des écosystèmes aquatiques : Comparaison des approches a priori et a posteriori et proposition d'un indice multivarié. Institut national de la recherche scientifique (INRS-ETE), Québec, 73 p.
- Grenier, M, Campeau, S., Lavoie, I., Park, Y.S. and Lek, S. (2006). Diatom reference communities in Québec (Canada) streams based on Kohonen self-organizing maps and multivariate analyses. Can, J. Fish. Aquat.Sci, n°63, p. 2087-2106.
- Groupe d'éducation et d'écosurveillance de l'eau (G3E). (2009). SurVol Benthos. *In Groupe d'éducation et d'écosurveillance de l'eau*, [En ligne]. http://www.pjse.ca/projets_educatifs/benthos/benthos.php (Page consultée le 21 février 2009).
- Hall, K.R, Wolinsky, G.A., Husby, P., Harrington, J., Spindler, P., Vargas, K. and Smith, G. (2000). Status of aquatic bioassessment in U.S.EPA region IX. Kluwer Academic Publisher, Environmental monitoring and assessment, n°64, p.17-30.
- Harper, P.P et Cloutier, L. (1989). Effets des travaux de drainage sur la faune benthique d'un ruisseau agricole (Ruisseau des Anges, St. Roch-de-l'Achigan, Cté de Montcalm). Ministère des Loisirs, de la Chasse et de la Pêche, 83 p.
- Hawkins, C.P, Norris, R.H., Hogue, J.N. and Feminella, J.W. (2000). Development and evaluation of predictive models for measuring biological integrity of streams. Ecological Applications, vol 10, p.1456-1477.
- Hellawell, J. M. (1986). Biological Indicators of Freshwater Pollution and Environmental Management, Londres, Elsevier, 546 p.

- Hering, D, Buffagni, A., Moog, O., Sandin, L., Sommerhauser, M., Stubauer, I., Feld, C., Johnson, R.K., Pinto, P., Skoulikidis, N., Verdonschot, P.F.M. and Zahradkova, S. (2003). The development of a system to assess the ecological quality of streams based on macroinvertebrates—design of the sampling programme within the AQEM project. *Int. Rev. Hydrobiologia*, vol 88, p. 345–361.
- Hilsenhoff, W. L. (1987). An improved biotic index of organic stream pollution. *Great Lakes Entomologist*, vol. 20, p. 31-39.
- Illies, J. (1978). *Limnofauna Europea*, 2. Auflage. Gustav Fischer Verlag, Stuttgart-New York, 532 p.
- Johnson, R.K. (2000). RIVPACS and alternative statistical modeling techniques: accuracy and soundness of principles. In *Assessing the biological quality of fresh waters. RIVPACS and others techniques*. Edited by J.F. Wright, D.M. Stuckliffe, M.T. Furse, B.W. Kilgour, K.M. Somers, D.R. Barton. Freshwater Biological Association, Ambleside, UK, p. 323-332
- Johnson, R.K, Hering, D., Furse, M.T. and Clarke, R.T. (2006). Detection of ecological change using multiple organism groups; metrics and uncertainty. *Hydrobiologia* 566, p. 115-137.
- Johnson, R.K, Furse, M.T., Hering, D. and Sandin, L. (2007). Ecological relationships between stream communities and spatial scale; implications for designing catchment-level monitoring programmes. *Freshwater Biology*, vol.52, p.939-958.
- Jones, C, Somers, K.M., Craig, B. et Reynoldson, T.B. (2004) Réseau de surveillance biologique du benthos de l'Ontario Protocole version 1.0. Ministère de l'Environnement de l'Ontario, Direction de la surveillance environnementale, Section de la surveillance biologique, 147 p.
- Jones, C, Craig, B. et Dmytrow, N. (2005). Le réseau de surveillance biologique du benthos de l'Ontario. Le réseau d'évaluation et de surveillance écologiques, Environnement Canada, p. 15.
- Karr, J. R. (1998). Rivers as sentinels: using the biology of rivers to guide landscape management. In Naiman, R. J. et Bilby, R. E., *River Ecology & Management: Lessons from the Pacific Coastal Ecoregion* (p. 502-528). New York, Springer-Verlag.
- Karr, J.D. and. Dudley, D.R. (1981). Ecological Perspective on Water Quality Goal. *Environmental Management*, vol.5, p.55-68.
- Karr, J.R. (1991). Biological integrity: A long-neglected aspect of water resource management *Ecological Applications*, vol.1, p.66-84.
- Kerans, B.L. and Karr, J.R. (1994). A benthic index of biotic integrity (B-IBI) for rivers of the Tennessee Valley. *Ecological Applications*, 4(4), p.768-785.

- Klemm, D.J., Blocksom, K.A., Fulk, F.A., Herlihy, A.T., Hughes, R.B., Kaufmann, P.R., Peck, D.V., Stoddard, J.L., Thoeny, W.T. and Griffith M.B. (2003). Development and Evaluation of a Macroinvertebrate Biotic Integrity Index (MBII) for Regionally Assessing Mid-Atlantic Highlands Stream. *Environmental Management*, vol.31, n°5, p.656-669.
- Laserre, F. (2007). *Géopolitique de l'eau - Notes de cours*. Université Laval
- Li, J, Herlihy, A., Gerth, W., Kaufman, P., Gregory, S., Urquhart, S. And. Larsen, D.P. (2001). Variability in stream macroinvertebrates at multiple spatial scales. *Freshwater Biology*, vol.46, p.87-97.
- Loi affirmant le caractère collectif des ressources eau et visant à renforcer leur protection*, Projet de loi n° 27 (2009, chapitre 21)
- Loi canadienne sur la protection de l'environnement* (1999) (1999, ch. 33)
- Loi sur la protection de l'environnement* (L.R.O. 1990, ch. E.19)
- Loi sur le développement durable* (L.R.Q., c. D-8.1.1)
- Loi sur les pêches* (L.R., 1985, ch. F-14)
- Loi sur les ressources en eau de l'Ontario* (L.R.O. 1990, ch. O.40)
- Maine. Maine Department of environmental Protection. (2002). Maine DEP Biocriteria – Broad of Environmental Protection Meeting. *In Maine Department of environmental Protection*, [En ligne].
<http://www.maine.gov/dep/blwq/biocritfaq.pdf> (Page consultée le 13 avril 2009).
- Maine. Maine Department of environmental Protection. (2005). Maine TALU implement case history. *In Maine Department of environmental Protection*, [En ligne].
http://www.maine.gov/dep/blwq/docmonitoring/biomonitoring/materials/me_talu_case_study_rhd.pdf (Page consultée le 13 avril 2009).
- Major, E. B., A. Prusian and D. Rinela. (2000). 1999, Alaska Biological Monitoring and Water Quality Assessment Program Report. Environment and Natural Resources Institute, University of Alaska, Anchorage (Alaska), rédigé pour le Alaska Department of Environmental Conservation, 37 p.
- Moisan, J. (2006). Guide d'identification des principaux macroinvertébrés benthiques d'eau douce du Québec – Surveillance volontaire des cours d'eau peu profonds. Direction du suivi de l'état de l'environnement, ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs, ISBN-13 : 978-2-550-48518-6 (PDF), ISBN-10 : 2-550-48518-1 (PDF), 82 p.
- Moisan, J. et Pelletier, L. (2008). Guide de surveillance biologique basée sur les macroinvertébrés benthiques d'eau douce du Québec, Cours d'eau peu profonds à substrat grossier 2008. Direction du suivi de l'état de l'environnement, ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs, ISBN : 978-2-550-53591-1 (version imprimée), 86 p.

- Norris, R.H. (1995). Biological monitoring : the dilemma of the data analysis. *Journal of the North American Benthological Society* 14, p.440-450.
- Nouveau-Brunswick. Ministère de l'Environnement. (2002). Le Règlement sur la classification des eaux. In *Ministère de l'Environnement*, [En ligne]. <http://www.gnb.ca/0009/0371/0003/0001-f.pdf> (Page consultée le 28 juillet, 2009).
- Omernik, J.M. (1987) Ecoregions of the Conterminous United States. Environmental research laboratory, Corvallis, U.S. Environmental Protection Agency, Corvallis, OR 97333, 9 p.
- Ontario. Ministère de l'Environnement et de l'Énergie de l'Ontario. (1994). Water Management: Policies Guidelines Provincial Water Quality Objectives of the Ministry of Environment and Energy. In *Ministère de l'Environnement et de l'Énergie de l'Ontario*, [En ligne]. <http://www.ene.gov.on.ca/envision/gp/3303e.pdf> (Page consultée le 28 juillet, 2009).
- Parsons, M. and Norris, R.H. (1996). The effect of habitat-specific sampling on biological assessment of water quality using a predictive model. *Freshwater Biology*, vol.36, p. 419-434.
- Parsons, M. and Thoms, M.C. (2007). Hierarchical patterns of physical-biological associations in river ecosystems. *Geomorphology*, vol.89, p.127-146
- Paul, F.F. and McDonald, M.E. (2005) Development of empirical, geographically specific water quality criteria: a conditional probability analysis approach. *Journal of the American Water Resources Association*, p.1211-1223.
- Pelletier, L. (2008). Les critères préliminaires de sélection des sites de référence. Communication personnelle. Stage au ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs, 17 juillet 2008, Québec.
- Pollard, P. and Huxham, M. (1998) The European Water Framework Directive: a new era in the management of aquatic ecosystem health? *Aquatic conservation: marine and freshwater ecosystems*, vol. 8, p.773-792.
- Putot, O. (2006). Typologie des masses d'eau de la DCE; modalité dans quelques pays européens. École National du Génie Rural, des Eaux et des Déchets, CEMAGREF, 17 p.
- Pyle, E. (1999). The use of macroinvertebrates in water manegement. Ministry for the environment. Nouvelle-Zélande, 117 p.
- Québec. Ministère du Développement Durable, de l'Environnement et des Parcs (MDDEP). (2002a). Loi sur la qualité de l'environnement, L.R.Q., c. Q-2. In *Ministère du Développement Durable, de l'Environnement et des Parcs*, [En ligne]. <http://www.mddep.gouv.qc.ca/eau/politique/index.htm> (Page consultée le 2 février 2009).

- Québec. Ministère du Développement Durable, de l'Environnement et des Parcs (MDDEP). (2002b). L'eau. La vie. L'avenir. Politique nationale de l'eau. *In Ministère du Développement Durable, de l'Environnement et des Parcs*, [En ligne]. <http://www.mddep.gouv.qc.ca/eau/politique/politique-integral.pdf> (Page consultée le 12 février 2009).
- Québec. Ministère du Développement Durable, de l'Environnement et des Parcs (MDDEP). (2002c). La gestion intégrée de l'eau par bassin versant. *In Ministère du Développement Durable, de l'Environnement et des Parcs*, [En ligne]. <http://www.mddep.gouv.qc.ca/eau/bassinversant/index.htm> (Page consultée le 15 février 2009).
- Québec. Regroupement des organisations de bassin versant du Québec (ROBVQ). (2008a). Le redécoupage du Québec méridional en zones de gestion intégrée de l'eau: un moment historique pour le Québec. *In Regroupement des organisations de bassin versant du Québec*, [En ligne]. <http://www.robvq.qc.ca/infos.php?id=224> (Page consultée le 10 avril 2009).
- Québec. Ministère du Développement Durable, de l'Environnement et des Parcs (MDDEP). (2008b). Critères de qualité de l'eau de surface. *In Ministère du Développement Durable, de l'Environnement et des Parcs*, [En ligne]. http://www.mddep.gouv.qc.ca/eau/criteres_eau/index.asp (Page consultée le 2 février 2009).
- Québec. Ministère du Développement Durable, de l'Environnement et des Parcs (MDDEP). (2009). Protection de l'eau : L'eau, toujours une priorité pour le gouvernement. *In Ministère du Développement Durable, de l'Environnement et des Parcs*. 5 mars, [En ligne]. <http://www.mddep.gouv.qc.ca/infuseur/communiqu.asp?No=1463> (Page consultée le 21 mars 2009).
- Rekolainen, S. and Boorman, D. (2004). Relationships between ecological and chemical status of surface waters - REBECCA. REBECCA Newsletter, n° 1, 2 p.
- Reynoldson, T.B, Bailey, R.C., Day, K.E. and Norris, R.H. (1995). Biological guidelines for freshwater sediment based on Benthic Assessment of Sediment (the BEAST) using a multivariate approach for predicting biological state. *Austral. J. Ecol.*, n° 20 p. 198-219.
- Reynoldson, T.B, Norris, R.H., Resh, V.H., Day, K.E. and Rosenberg, D.M. (1997). The reference condition: a comparison of multimetric and multivariate approaches to assess water-quality impairment using benthic macroinvertebrates. *Journal of the North American Benthological Society*, vol.16, n°4, p. 833-852.
- Reynoldson, T.B, C. Logan., T. Pascoe. and Thompson, S.P. (2006). Invertebrate Biomonitoring Field and Laboratory Manual for running water habitats. National Water Research Institute, Environment Canada, 52 p.

- Rosenberg, D.M. and Resh, V.H. (1993). Freshwater Biomonitoring and benthic Macroinvertebrates. Kluwer Academic Publishers, 473 p.
- Royaume-Uni. Center for ecology and hydrology. (2008). RIVPACS (River Invertebrate Prediction and Classification System). . In Center for ecology and hydrology, [En ligne]. <http://www.ceh.ac.uk/products/software/RIVPACS.html> (Page consultée le 04 juillet 2009).
- Sandin, L. (2009). The effects of catchment land-use, near-stream vegetation, and river hydromorphology on benthic macroinvertebrate communities in a south-Swedish catchment. *Fundamental and Applied Limnology*, vol.74, no1, p.75-87.
- Sandin, L, Hering, D., Buffagni, A., Lorenz, A., Moog, O., Rolaufts, P. and Stubauffer, I. (2001). The Development and Testing of an Integrated Assessment System for the Ecological Quality of Streams and Rivers Throughout Europe Using Benthic Macroinvertebrates, 3rd Deliverable, Experiences with Different Stream Assessment Methods and Outlines of an Integrated Method for Assessing Streams Using Benthic Macroinvertebrates, Allemagne, EVK1-CT1999-00027, 109 p.
- Simpson, J. and Norris, R.H. (2000). Biological assessment of water quality: development of AusRivAS models and outputs. *Freshwater Biological Association and Environment Agency*, p.125-142.
- Sovelle, L.A, Vondracek, B., Frost, J.A. and Mumford, K.G.(2000). Impacts of rotational grazing and riparian buffers on physicochemical and biological characteristics of south-eastern Minnesota, USA, streams. *Environmental Management*, vol.26, n°6, p.629-641.
- Springe, G, Sandin, L., Briede, A. and Skuja, A.(2006). Biological quality metrics:their variability and appropriate scale for assessing streams. *Hydrobiologia*, n°566, p.153-172.
- Stark, J.D. (1985). A macroinvertebrate community index of water quality for stony streams. *Water and Soil Miscellaneous Publication*, n°87. 53 p.
- Stark, J.D, Boothroyd, I. K. G., Harding, J. S., Maxted, J. R. and Scarsbrook, M. R. (2001). Protocols for sampling macroinvertebrates in wadeable streams. New Zealand Macroinvertebrate Working Group Report No. 1. Ministry for the Environment. Sustainable Management Fund Project No. 5103. 57 p.
- Stark, J.D. and Maxted, J.R. (2007). A user guide for the Macroinvertebrate Community Index. Ministry for the Environment. Report No.1166, 58 p.
- Tachet, H. Richoux, P., Bournaud, M. et Usseglio, P. (2000). Invertébrés d'eau douce; systématique, biologie, écologie, CNRS Ed, 588 p.
- Townsend, C.R, Doledec, R., Norris, H., Peacock, K. and. Arbuckle, G. (2003). The influences of scale and geology on relationship between stream community composition and landscape variables: description and prediction. *Freshwater Biology*, vol.48, p.768-785.

- Underwood, A.J. (1991). Beyond BACI: experimental designs for detecting human environmental impacts on temporal variations in natural populations. *Australian J. Marine Freshwater Res*, vol.42, p.569-587.
- United States. States Environmental Protection Agency (USEPA) (1990). Water Quality Program Highlights; Ohio EPA's Use of Biological Information. *In Assessment and Watershed Protection Division, Office of Water*, [En ligne]. <http://www.epa.gov/bioindicators/pdf/OhioEPAsUseofBiologicalSurveyInformation1990.pdf> (Page consultée le 27 avril, 2009).
- United States. Tetra Tech INC. (2000). A Stream Condition Index for West Virginia Wadeable Streams. *In U.S.EPA Region 3 Environmental Services Division and U.S EPA Office of Science and Technology, Office of Water*, [En ligne]. http://www.wvdep.org/Docs/536_WV-Index.pdf (Page consultée le 26 février 2009).
- United States. United States Environmental Protection Agency (USEPA). (2002). Biological Assessment and Criteria: Crucial Components of Water Quality Programs *In United States Environmental Protection Agency*, [En ligne]. <http://www.epa.gov/waterscience/biocriteria/technical/brochure.pdf> (Page consultée le 26 février 2009).
- United States. Office International de l'Eau (2007a). États-Unis. *In Office International de l'Eau*, [En ligne]. http://www.oieau.fr/international/pays/OIEau_USA.pdf (Page consultée le 24 février 2009).
- United States. United States Environmental Protection Agency (USEPA). (2007b). Biological Indicators of Watershed Health. *In United States Environmental Protection Agency*, [En ligne]. <http://www.epa.gov/bioindicators/html/biol1.html> (Page consultée le 24 février 2009).
- United States. States Environmental Protection Agency (USEPA) (2007c). Case Studies; Setting Ecologically-Based Water Quality Goals, Ohio's Tiered Aquatic Life Use Designations Turn 20 Years Old. *In States Environmental Protection Agency*, [En ligne]. <http://www.epa.gov/waterscience/biocriteria/casestudies/aquaticlifeohio.html> (Page consultée le 27 avril, 2009).
- United States. States Environmental Protection Agency (USEPA) (2009). Water Science. *In States Environmental Protection Agency*, [En ligne]. <http://www.epa.gov/waterscience/> (Page consultée le 7 mai, 2009).
- Valette, L, Chanderis, A., Mengin, N., Malavoi, J-F., Souchon, Y. et Wasson J-G. (2008). Système Relationnel d'Audit de l'Hydromorphologie des Cours d'Eau SYRAH CE; Principes et méthodes de la sectorisation hydromorphologique. CEMAGREF, Département Gestion des Milieux Aquatiques, 27 p.
- Vannote, R.L, Minshall, G.W., Cummins, K.W., Sedell, J.R. and Cushing, C.E. (1980). The river *continuum* concept. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, vol.37, p.130-137.

- Villeneuve B, Wasson J.G., Pella, H., Mengin, N. et Chandesris A. (2005). Appui scientifique à la mise en œuvre de la Directive Cadre Européenne sur l'Eau : modèles d'extrapolation spatiale et modèles de diagnostic de l'état écologique basés sur les invertébrés en rivière (IBGN). CEMAGREF, Département Gestion des Milieux Aquatiques, 76 p.
- Waite I.R., Herlihy, A.T., Larsen, D.P. and Klemm, D.J. (2000). Comparing strengths of geographic and nongeographic classifications of stream benthic macroinvertebrates in the Mid-Atlantic Highlands, USA. The North American Benthological society, J.N. Benthol. Soc, vol.19, n° 3, p.429-441.
- Wasson, J.C, Chandesris, A., Pella, N., Blanc, L., Villeneuve, B. et Mengin, H. (2004). Détermination des valeurs de référence de l'IBGN et proposition de valeurs limites du « Bon État ». Ministère de l'Écologie et du Développement Durable, CEMAGREF, Département Gestion des Milieux Aquatiques, 91 p.
- Wasson, J.C, Villeneuve, B., Mengin, N., Pella, H. et Chandesris, A. (2005) Modèles pressions / impacts. Approche méthodologique, modèles d'extrapolations spatiales et modèles de diagnostic de l'état écologique basé sur les invertébrés en rivière (IBGN). Ministère de l'Écologie et du Développement Durable, CEMAGREF, Département Gestion des Milieux Aquatiques, 79 p.
- Water Framework Directive (WFD). (2003). Overall Approach to the Classification of Ecological Status and Ecological Potential, Water Framework Directive Common Implementation Strategy Working Group 2, A Ecological Status (ECOSTAT), 28 p.
- Watsin, M.C. and McIntosh, A.W. (1999). Aquatic ecosystems in agricultural landscapes : A review of ecological indicators and achievable ecological outcomes. Journal of soil and water conservation, p. 636-644.
- West Virginia. West Virginia Department of environmental Protection (WVDEP). (2007). Reference criteria for West Virginia streams. *In* West Virginia Department of environmental Protection, [En ligne]. http://www.wvdep.org/Docs/15670_Reference_Criteria_March_2007.pdf, (Page consultée le 7 mai, 2009).
- West Virginia. West Virginia Department of environmental Protection (WVDEP). (2008). Integrated water quality, monitoring and assessment report. *In* West Virginia Department of environmental Protection, [En ligne]. <http://www.wvdep.org/item.cfm?ssid=11&ss1id=720>, (Page consultée le 7 mai, 2009).
- Whittier, T.R, Larsen, D.P., Hughes, R.M., Rohm, C.M., Gallant, A.L. and Omernik, J.M. (1987). The Ohio stream regionalization project: a compendium of results: Corvallis, Oregon: U.S. Environmental Protection Agency, Environmental Research Laboratory, EPA/600/3/-87/025, 158 p.
- Winterbourne, M.J. (1999). Recommendations of the New Zealand Macroinvertebrate Working Group: Monitoring for sustainable river ecosystem management and the role of macroinvertebrates. Department of Zoology, University of Canterbury, 117 p.

- Wright, J.F, Moss, D., Armitage, P.D. and Furse, M.T. (1984). A preliminary classification of running-water sites in Great Britain based on macroinvertebrate species and the prediction of community type using environmental data. *Freshwater Biol*, n° 14, p. 221-256.
- Wright, J.F, Furse, M.T. and Armitage, P.D. (1993). RIVPACS: A technique for evaluating the biological quality of rivers in the UK. *European Water Pollution Control*, vol.3, n°, p.15-25.
- Wright, J.F, Sutcliffe, D.W. and. Furse, M.T. (2000). Assessing the biological quality of fresh waters – RIVPACS and other techniques. The Freshwater Biological Association, Ambleside, UK, 400.p.
- Yoder, C.O. (1991). Answering some concerns about biological criteria based on experiences in Ohio. Ohio Environmental Protection Agency. Division of Water Quality Planning and Assessment, p.95-100.
- Yoder, C.O. and Rankin, E.T. (1995). The Role of Biological Criteria in Water Quality Monitoring, Assessment, and Regulation. State of Ohio Environmental Protection Agency. Division of Surface Water, 55 p.
- Yoder, C.O. and Barbour, M.T. (2009). Critical technical elements of state bioassessment programs: a process to evaluate program rigor and comparability. Center for Ecological Sciences, Tetra Tech. *Environ Monit Assess*, vol.150, p.31-42.
- Yuan, L. (2006). Theoretical predictions of observed to expected ratios in RIVPACS-type predictive model assessments of stream biological condition. *J. N. Am. Benthol. Soc*, vol.25, n°4, p.841-850.

ANNEXE 1

TYPES DE STRESS AFFECTANT L'INTÉGRITÉ ÉCOLOGIQUE ET LEURS IMPACTS SUR L'ÉCOSYSTÈME AQUATIQUE,

Gibson et al., 1996

**ECOLOGICAL
IMPACT OF
HUMAN-INDUCED
ALTERATIONS**

1. Energy Source

Type, amount, and particle size of organic material entering a stream from the riparian zone versus primary production in the stream
Seasonal pattern of available energy

→ *Decreased coarse particulate organic matter
Increased fine particulate organic matter
Increased algal production*

2. Water Quality

Temperature
Turbidity
Dissolved oxygen
Nutrients (primarily nitrogen and phosphorus)
Organic and inorganic chemicals, natural and synthetic
Heavy metals and toxic substances
pH

→ *Expanded temperature extremes
Increased turbidity
Altered diurnal cycle of dissolved oxygen
Increased nutrients (especially soluble nitrogen and phosphorus)
Increased suspended solids*

3. Habitat Structure and Quality

Substrate type and quantity
Water depth and current velocity
Spawning, nursery, and hiding places
Diversity (pools, riffles, woody debris)

→ *Decreased stability of substrate and banks due to erosion and sedimentation
More uniform water depth
Reduced habitat heterogeneity
Decreased channel sinuosity
Reduced habitat area due to shortened channel
Decreased instream cover and riparian vegetation*

4. Flow Regime

Water volume
Temporal distribution of floods and low flows
Flow regulation

→ *Altered flow extremes (both magnitude and frequency of high and low flows)
Increased maximum flow velocity
Decreased minimum flow velocity
Reduced diversity of microhabitat velocities
Fewer protected sites*

5. Biotic Interactions

Competition
Predation
Disease
Parasitism

→ *Increased frequency of diseased fish
Altered primary and secondary production
Altered trophic structure
Altered decomposition rates and timing
Disruption of seasonal rhythms
Shifts in species composition and relative abundance
Shifts in invertebrate functional groups (increased scrapers and decreased shredders)
Shifts in trophic guilds (increased omnivores and decreased piscivores)
Increased frequency of fish hybridization*

ANNEXE 2

TYPES D'INDICES BIOLOGIQUES DÉCOULANT DES ANALYSES MULTIVARIÉES ET MULTIMÉTRIQUES

Nom des indices ou métriques	Exemples d'indices ou de métriques	Descriptions narratives des indices ou des métriques
Indices simples		
Indice de la richesse	- Richesse taxonomique - Nombre de groupes d'insectes	- Nombre de groupes taxonomiques récoltés - Nombre de groupes taxonomiques d'insectes récoltés
Indice de l'abondance relative	- Nombre total de taxons - Nombre de taxons EPT	- Nombre total de macroinvertébrés dans l'échantillon - Nombre total d'éphéméroptères, de plécoptères et de trichoptères
Composition taxonomique	- % chironomides - % Hydropsychidae	- Ratio du nombre de chironomides sur le nombre total d'individus - Ratio du nombre de Hydropsychidae sur le nombre total d'individus
Diversité taxonomique	- Diversité de Shannon-Wiener - % taxons dominants	- Nombre d'espèces sur l'abondance relative de chaque espèce dans l'échantillon - Abondance du taxon le plus abondant sur l'abondance total
Indices de tolérance à la pollution	- Indice biotique d'Hilsenhoff (HBI) - Indice biotique de Trent	- Abondance des taxons en fonction de leur tolérance à la pollution - Richesse pondérée en fonction de leur tolérance à la pollution
Indices multivariés		
Indice de similarité par paires	- Indice de Jaccard - Pourcentage de similitude	- Degré de similarité taxonomique entre deux échantillons - Degré de similarité de composition entre deux échantillons
Indice de distance par paires	- Indice de Bray-Curtis - Distance écologique d'Euclidean	- Distance complémentaire du pourcentage de similitude (1-PS) - Distance absolue entre deux échantillons
Comparaison à une norme	- Indice intégrité biotique	- Sommation d'une série d'indices pondérés par rapport la tolérance des taxons
Autres indices		
Groupes tropiques et fonctionnels	- Nombre de prédateurs - Pourcentage de brouteurs	- Nombre total de prédateur dans l'échantillon - Ratio de brouteurs sur le nombre total d'individu
Groupes basés sur les stratégies de reproduction	- Nombre de Psammophils - Pourcentage de Phytophils	- Nombre de taxons se reproduisant sur le substrat sablonneux - Ratio des individus se reproduisant sur les espèces végétales sur l'abondance totale

ANNEXE 3

CRITÈRES DE SÉLECTION DES SITES DE RÉFÉRENCE FOURNIS PAR L'EPA,

Barbour et al., 1999

1. $\text{pH} \geq 6$; if blackwater stream, then $\text{pH} < 6$ and $\text{DOC} \geq 8 \text{ mg/l}$
2. $\text{ANC} \geq 50 \text{ } \mu\text{eq/l}$
3. $\text{DO} \geq 4 \text{ ppm}$
4. $\text{nitrate} \leq 300 \text{ } \mu\text{eq/l}$
5. urban land use $\leq 20\%$ of catchment area
6. forest land use $\geq 25\%$ of catchment area
7. remoteness rating: optimal or suboptimal
8. aesthetics rating: optimal or suboptimal
9. instream habitat rating: optimal or suboptimal
10. riparian buffer width $\geq 15 \text{ m}$
11. no channelization
12. no point source discharges

ANNEXE 4

CRITÈRES DE SÉLECTION DES SITES DE RÉFÉRENCE AUX ÉCHELLES DU BASSIN VERSANT ET DE LA MASSE D'EAU ASSOCIÉS À L'APPROCHE DE SURVEILLANCE BIOLOGIQUE DU CEMAGREF,

France, 2004b

CRITERES D'ANALYSE D'UNE STATION EN VUE D'EVALUER SA CANDIDATURE AU STATUT DE SITE DE REFERENCE					
Cours d'eau :		Nom station :			
Commune :		Si station existante :	code RNB		
		Nouvelle stations : coordonnées Lambert II étendu X :	Y :		
Echelle du BASSIN VERSANT	Occupation du sol dominante sur le BV à l'amont du site		Réf possible	doute	Déclassant
	Urbanisation et zones perturbées		< 0,4%	de 0,4 à 4 %	> 4%
	Culture intensive, labours (en % de BV)		< 20%	de 20 à 50%	> 50%
	Vignes et vergers (en % de BV)		< 1%	de 1 à 10 %	> 10%
	Intensité de l'élevage (en nombre d'UGB /ha de BV)				> 1,25
	si station existante : classification SIG selon occupation du sol (Cemagref)				
	paramètres douteux ou déclassant selon classification SIG :				
	Régime Hydrologique				
	Modification des crues (fréq. de retour 5 ans)		Absence	Non signif.	Déclassant
	Modification des étiages (débit moyen mensuel du mois le plus sec) réduction des débits soutien d'étiage		< 20%	20 à 50%	> 50 %
Echelle du TRONCON (masse d'eau)	Régime sédimentaire				
	Blocage du flux sédimentaire		Absence	Non signif.	>(rang)0,2m
	Erosion généralisée des sols agricoles		Absence	Non signif.	Déclassant
	autres facteurs (plans d'eau, drainage, reboisement, ...) :		Absence	Non signif.	Déclassant
	Rejets polluants (voir texte explicatif)				
	Rejets toxiques connus ou suspects		Absence	Non signif.	Déclassant
	Pollution urbaine ou domestique		Absence	Non signif.	Déclassant
	Eutrophisation : effet des apports de nutriments (directs ou diffus)		Absence	Non signif.	Déclassant
	Optionnel (si connu)				
	Climat de qualité SEQ-Eau (B/M/NOIR)				
MOOX : matières organiques et oxydables					
MA : matières azotées (hors nitrates)					
MP : matières phosphorées					
EPRV : effet des proliférations végétales					
PEC / PNEC					
Aléas phytosanitaires					
Nitrates		< 5 mg/l	5 à 40 mg/l	> 40 mg/l	
Modifications du régime hydrologique					
Ecluesées (ratio Q éclusée / Q de base)		< 2	de 2 à 5	> 5	
Débit réservé (1/10ème du module)		Absence		Déclassant	
Prélèvements (/ débit d'étiage)		< 20 %	20 à 50%	> 50 %	
Ralentissement des écoulements (influence seuil ou barrage en % du linéaire du tronçon)		< 10 %	10-30%	>30%	
Modifications 'lourdes' du tracé en plan et profil en long (en % linéaire) (rectification, recasillage, chenalisation, digues sur les 2 rives, extractions anciennes en N mineur ...)		< 10 %	10 à 20%	> 20 %	
Travaux 'légers' de protection et d'entretien (en % linéaire) (stabilisation des berges, curages d'entretien)		< 20 %	20-40%	>40%	
Cumul d'aménagements 'lourdes' et 'légers' (en % linéaire)		< 10 %	10 à 30 %	>30%	
Occupation du fond de vallée (corridor rivulaire)					
Forêt naturelle, landes, zones naturelles, prairies ...		Dominante	Secondaire	Déclassant	
Culture intensive en fond de vallée		Non	Oui		
Si oui, largeur du corridor végétal rivulaire		Fort ¹	Faible ²	Quasi-nulle ³	
Si oui, corridor végétal rivulaire dégradé ou absent		< 10 %	10 à 30 %	>30%	
¹ : corridor végétal large et quasi-continu, ² : corridor étroit et/ou discontinu, ³ : culture arrivant jusqu'à la berge					
Sédimentation, colmatage (éléments fins dus à l'érosion agricole)		Absence	Négligeable	Déclassant	
STATION (-site) longueur de 10 à 20 fois la largeur du lit mineur	REPRESENTATIVITE DE LA STATION / TYPE DU TRONCON		Très bonne	Bonne	Mauvaise
	Rejet connu à l'amont immédiat		Non	Négligeable	Déclassant
	Station dans l'emprise d'un aménagement 'lourd' (rectification, recasillage, chenalisation, digues sur les 2 rives, extractions anciennes en N mineur, ralentissement lié à un seuil ou un barrage ...)		Non	Non signif.	Déclassant
	Effets cumulés de travaux 'légers' (stabilisation des berges, curages d'entretien)		Non	Non signif.	Déclassant
	Végétation des berges		Naturelle ¹	Modifiée ²	Absente
	¹ : ripisylve typique du type de cours d'eau présent, ² : ripisylve réduite ou formée d'essences allochtones				
	Autres problèmes		Non	Négligeable	Déclassant
	Bétons, tourisme, espèces invasives, ...				
	APPRECIATION GLOBALE DE LA STATION PAR L'EXPERT		Référence	Ref ??	Déclassée

Annexe 5

EXEMPLE DE TRAITS BIOÉCOLOGIQUES ET LES MODALITÉS QUALITATIVES OU SEMI- QUANTITATIVES ASSOCIÉES À L'APPROCHE DE SURVEILLANCE BIOLOGIQUE DU CEMAGREF,

Tachet et al., 2000

Traits biologiques et écologiques	Modalités
Taille maximale	$\leq 0,25$ cm 0,25 à 0,50 cm 0,50 à 1 cm 1 à 2 cm 2 à 4 cm > 4 cm
Durée du cycle de vie	< 1 an > 1 an
Nombre de génération par an	< 1 $= 1$ > 1
Mode de reproduction	Ovoviviparité Oeufs isolés, libres Oeufs isolés, fixés Pontes, libres Pontes, fixés Pontes, dans la végétation Pontes terrestres Reproduction asexuée
Mode de dispersion	Aquatique, passive Aquatique, active Aérienne, passive Aérienne, active
Mode de respiration	Tégument Branchie Plastron Spiracle
Mode d'alimentation	Mangeur de dépôt Broyeur Racleur Filtreur Perceur Prédateur Parasite

ANNEXE 6

NORMES RELATIVES À LA COMMUNAUTÉ AQUATIQUE DU NOUVEAU- BRUNSWICK AU SENS DU RÈGLEMENT SUR LA CLASSIFICATION DES EAUX,

Nouveau-Brunswick, 2002

Nom de la catégorie	Utilisations convenables	Normes relatives à la communauté aquatique
A	comme habitat pour la vie aquatique; activité de contact direct et indirect; autres utilisations qui ne vont pas empêcher les normes d'être rencontrées.	la vie aquatique doit être dans son état naturel
B	comme habitat pour la vie aquatique; activité de contact direct et indirect; autres utilisations qui ne vont pas empêcher les normes d'être rencontrées.	déversements ne doivent pas avoir un impact négatif sur la communauté aquatique de sorte que la partie réceptrice du cours d'eau doit être de qualité suffisante pour permettre la survie de toutes les espèces indigènes aquatiques sans changements nuisibles à la communauté biologique résidente.
C	comme habitat pour la vie aquatique; activité de contact direct et indirect; autres utilisations qui ne vont pas empêcher les normes d'être rencontrées.	déversements qui peuvent occasionner des changements à la communauté aquatique sont permis si la partie réceptrice du cours d'eau est de qualité suffisante pour permettre la survie des espèces de poisson indigènes et pour maintenir la structure et la fonction de la communauté biologique résidente malgré les déversements.

ANNEXE 7

DÉFINITIONS DES INDICES ET MÉTRIQUES LIÉS À L'APPROCHE MULTIMÉTRIQUE DU MDDEP,

Moisan et Pelletier, 2008

Catégorie	Variable/Indice	Définition/Formule	Réponse en fonction du gradient de perturbation
Richesse taxonomique	Nombre de taxons	Nombre total de taxons	↓
	Nombre de taxons EPT	Nombre de taxons éphéméroptères, plécoptères et trichoptères	↓
	Nombre de taxons éphéméroptères	Nombre de taxons éphéméroptères	↓
	Nombre de taxons plécoptères	Nombre de taxons plécoptères	↓
	Nombre de taxons trichoptères	Nombre de taxons trichoptères	↓
	Nombre modifié de taxons EPT	Nombre de taxons EPT ayant une cote de tolérance < 4	↓
	Nombre de taxons diptères	Nombre de taxons diptères	↑
Composition	% EPT	Abondance des taxons EPT/abondance totale * 100	↓
	% de chironomides	Abondance de chironomides/abondance totale * 100	↑
	% d'oligochètes	Abondance d'oligochètes/abondance totale * 100	↑
	% de diptères	Abondance de diptères/abondance totale * 100	↑
	% Hydropsychidae/trichoptère	Abondance Hydropsychidae /abondance trichoptères * 100	↑
	% Hydropsychidae	Abondance Hydropsychidae/abondance totale * 100	↑
	% Baetidae/éphéméroptère	Abondance Baetidae/abondance éphéméroptères * 100	↑
	% Baetidae	Abondance Baetidae/abondance totale * 100	↑
	EPT/chironomides	Nombre de taxons EPT/chironomides	↓
Tolérance et intolérance à la pollution	Nombre de taxons intolérants	Nombre de taxons ayant une cote de tolérance < 4	↓
	% tolérants	Abondance organisme avec une cote de tolérance > 6 / abondance totale *100	↑
	% intolérants	Abondance organisme avec une cote de tolérance <4 / abondance totale *100	↓
	% taxon dominant	Abondance du taxons le plus abondant / abondance totale * 100	↑
	Indice biotique d'Hilsenhoff (HBI)	$\sum x_i t_i / n$	↑
	% similarité	(HBI réf /HBI test) *100	↓

ANNEXE 8

EXEMPLE DE CALCUL DE L'INDICE MULTIMÉTRIQUE COMBINÉ DÉVELOPPÉ PAR LE NIWA,

Biggs et al., 2002

Invertebrates		Sample number:									
	Invert score	Transect 1 (if applicable)					Transect 2 (if applicable)				
		1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
Enter type of sample (stone, gravel, silt, plant, etc.):		Gr	Gr	St	Gr	Gr	Gr	St	Gr	Gr	Gr
Worms (e.g. thin brown/red <i>Tubifex</i>)	1							1			
Flatworms, leeches	3	1	4	2	1	2	2	1			
Snails (1–3 mm across, pointed end)	4	60	12	15	2	4	1	20		20	
Snails (4–6 mm across, rounded)	3										
Small bivalves (up to 4 mm across)	3										
Limpet-like molluscs (<i>Latia</i> , up to 8 mm wide)	7										
Freshwater crustaceans (amphipods, water fleas)	5										
Ostracods ("seed shrimps") (up to 2 mm long)	1										
Beetle larvae and adults	6	2	1					4		2	
Midge larvae (3–7 mm long, white - red)	2										
Crane fly larvae	5			4							
"Axehead" caddis (<i>Oxyethira</i> , 2–3 mm long)	3										
Caddisfly larvae (rough stony cases, or cases of sticks, etc. and free-living)	6	3		6	2			2	3	3	
Smooth-cased caddisfly larvae (<i>Olinga</i> , up to 10 mm long, chestnut-brown colour)	9										
Spiral caddis (<i>Helicopsyche</i> , up to 3 mm wide)	10										
Mayfly larvae (2–15 mm long)	9		1	2	1		3	4			3
Stonefly larvae (large species, up to 20 mm)	10										

Stone/sample no.	Transect 1					Transect 2				
	1	2	3	4	5	1	2	3	4	5
(a) Number of invertebrates counted per stone/sample	66	18	29	6	6	6	32	3	25	3
(b) Enter list of: number counted for each invertebrate x the score for that invertebrate	1 x 3 60 x 4 2 x 6 3 x 6	4 x 3 12 x 4 1 x 6 1 x 9	2 x 3 15 x 4 4 x 2 6 x 6 2 x 9	1 x 3 2 x 4 2 x 6 1 x 9	2 x 3 4 x 4	2 x 3 1 x 4 3 x 9	1 x 1 1 x 3 20 x 4 4 x 6 2 x 6 4 x 9	3 x 6	20 x 4 5 x 6	3 x 9
(c) Sum of all multiplied scores in (b)	273	75	128	32	22	37	156	18	110	27
(d) Average score per stone/sample [(c) ÷ (a)]	4.14	4.17	4.4	5.3	3.7	6.17	4.88	6	4.4	9
(e) Total of all average scores in line (d)	52.16									
(f) Total average invertebrate scores (e) ÷ no. samples with invertebrates (= overall average)	5.216					Transfer overall average score to <i>Monitoring record</i> .				

ANNEXE 9

GRILLE SYNTHÈSE DES INSTANCES ENVIRONNEMENTALES INTERNATIONALES À L'ÉTUDE

Entités internationales	Caractères des biocritères	Approche multivariée	Approche multimétrique	Biocritères narratifs	Biocritères numériques
États-Unis <i>Clean Water Act</i>					
Maine	- Obligatoire	- Modèle de probabilité statistique.	N.A	- Communauté attendue en fonction des usages définis (AA, A, B, C et NA).	- $p \geq 0,6$ et $< 0,4$
Ohio	- Obligatoire	N.A	- Indices multimétriques (ICI, IBI et MIwb) : dix métriques (richesse, diversité et composition taxonomique, composition et la présence de taxon).	- Exceptionnelle, bon, moyen, faible et très faible (EWH, WWH, MWH, LRW).	- 95 ^e percentile des sites de référence. - 25 ^e percentile des sites de référence par écorégion (WWH et MWH). - 75 ^e percentile des sites de référence pour l'ensemble des écorégions (EWH).
Virginie occidentale	- Obligatoire	N.A	- Indice multimétrique (WVSCI) : huit métriques (richesse et composition taxonomique, et la tolérance et l'intolérance à la pollution).	- Catégories 1, 2, 3, 4a), b) et c), 5.	- Sélection du 95 ^e percentile pour l'ensemble des sites de référence. - $\geq 60,8$ - $< 60,8$ et $> 60,6$ - $\leq 60,6$
Europe <i>Directive cadre européenne sur l'eau</i>					
AQEM – Autriche	- Obligatoire	- Certains États membres (ex. : Allemagne).	- Indice multimétrique : (composition, diversité et abondance taxonomique et ratio de taxon sensible).	- Très bon, bon, moyen, pauvre et mauvais état écologique.	- Ratio de qualité écologique. - Sélection des 25 ^e et 75 ^e percentiles des sites de référence.
France	- Obligatoire	N.A	- Indice multimétrique : (composition, diversité et abondance taxonomique, ratio de taxon sensible et traits bioécologiques).	- Très bon, bon, moyen, pauvre et mauvais état écologique.	- Ratio de qualité écologique. - Sélection des 25 ^e et 75 ^e percentiles des sites de référence.

Entités internationales	Caractères des biocritères	Approche multivariée	Approche multimétrique	Biocritères narratifs	Biocritères numériques
Royaume-Uni	- Obligatoire	- Modèle de probabilité statistique (RIVPACS).	N.A	- Indices simples (présence/absence et abondance).	- Ratio de qualité écologique. - Comparaison aux conditions de référence (p).
Canada <i>Loi canadienne sur la protection de l'environnement et Loi sur les pêches</i>					
RCBA	- Incitatif	- Modèle de probabilité statistique (RIVPACS et BEAST).	- Indices simples et métriques.	N.A	N.A
Ontario	- Incitatif	- Modèle de probabilité statistique (ACR).	- Indices simples et métriques.	N.A	N.A
Québec	- Incitatif	N.A	- Indice multimétrique (ISB) : (richesse et composition taxonomique, et la tolérance et l'intolérance à la pollution).	N.A	N.A
Australie <i>Victorian State Environment Protection Policy</i>					
Australie	- Incitatif	- Modèle de probabilité statistique (AusRivAS).	- Indices simples et métriques.	N.A	N.A
Nouvelle-Zélande <i>Ressource Management Act</i>					
Nouvelle-Zélande	- Incitatif	- Modèle de probabilité statistique (ACC et NMDS).	- Indices multimétriques (MCI, QMCI, SQMCI).	N.A	N.A

Notes : (N.A) signifie non applicable.

ANNEXE 10

INFORMATIONS DÉTAILLÉES SUR L'ATTRIBUTION DES COTES DE RIGUEUR SCIENTIFIQUE AUPRES DE L'ENSEMBLE DES CRITERES DE SELECTION

Paramètres de sélection	Programmes de surveillance biologique
Précision - Conditions de référence - Classes de qualité de l'eau	Trois points sont attribués aux programmes multivariés en raison de la sélection <i>a posteriori</i> des sites de référence, et deux points pour les programmes multimétriques.
	Deux points sont attribués aux programmes multivariés, à l'exception du modèle AusRivAS puisque ce dernier délimite les classes de qualité de l'eau en fonction des 10 ^e et 90 ^e percentiles.
Comparabilité - Détection du niveau de dégradation de l'écosystème - Classification de la qualité de l'eau	Un point est alloué pour les modèles multivariés, et deux points pour les modèles du Maine et de l'Australie en raison de la délimitation des classes de qualité de l'eau qui les caractérisent.
	Deux points sont attribués aux modèles multivariés à l'exception du modèle RIVPAC puisque ce dernier se doit conforme aux exigences de la DCE, et du modèle AusRivAS en raison des classes de qualité qu'il génère avec les percentiles.
Intégralité - Inclusion des composantes physiques, chimiques et biologiques - Établissement de la relation entre la réponse biologique et les activités anthropiques	Tous les modèles à l'étude intègre à l'évaluation de cours d'eau les paramètres physiques, chimiques et biologiques. Ainsi, trois points sont alloués à chacun d'eux.
	Deux points sont attribués aux modèles multivariés en raison de la complexité de la surveillance biologique. Il très difficile d'établir avec exactitude les relations entre les causes et les effets sur l'écosystème. À l'opposé, les programmes d'AQEM et de la France sélectionnent les types de plan d'eau en fonction du type de perturbation dominant et se voient attribuer trois points. Par ailleurs, le modèle de la Nouvelle-Zélande insère dans un même graphique l'indice multimétrique et l'indice de qualité de l'habitat. Cette approche permet une évaluation intégrée des paramètres physiques, chimiques et biologiques du plan d'eau. Trois points lui alors accordés.
Efficiencie - Rapport coûts/efficacité permettant un système de gestion efficace	Deux points sont alloués aux modèles multivariés en raison de l'importante banque de données qu'ils nécessitent, additionnés à la complexité que peuvent présenter les analyses statistiques pour les gestionnaires